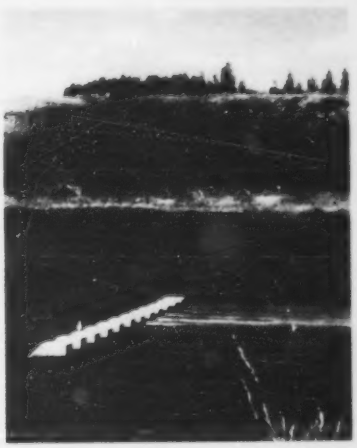
LES ÉLÉMENTS NUTRITIFS

ET LEURS EFFETS SUR

L'ENVIRONNEMENT AU CANADA



Gouvernement du Canada
Government of Canada

Canada

101-06171/

Nutrients and their Impact on the Canadian Environment Erratum

Chapter 3 – pg. 38, 2nd para., last sentence should read '...: a total of 139 thousand tonnes of P and **384** (not 482) thousand tonnes of N was applied to 2 579 thousand hectares of Canadian cropland in 1996.

Erratum pour *Les éléments nutritifs et leurs effets sur l'environnement au Canada*

Chapitre 3 – pg. 45, premier paragraphe, la dernière phrase devrait lire '..., puisque 139 000 tonnes de phosphore et **384** 000 (non pas 482 000) tonnes d'azote ont été appliquées sur 2 579 000 hectares de terres agricoles au Canada en 1996.

Les éléments nutritifs et leurs effets sur l'environnement au Canada

Patricia A. Chambers
Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux
Martha Guy
Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux
Elizabeth S. Roberts
Environnement Canada, Direction de la qualité de l'environnement
Murray N. Charlton
Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux
Robert Kent
Environnement Canada, Direction de la qualité de l'environnement
Christian Gagnon
Environnement Canada, Direction de la qualité de l'environnement
Gary Grove
Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux
Neil Foster
Ressources naturelles Canada, Service canadien des fôrets

© Travaux publics et Services gouvernementaux Canada 2001

On peut obtenir des exemplaires additionnels à l'adresse suivante:

Bureau national des recommandations et des normes
Environnement Canada
351 St. Joseph Blvd.
Hull, QC K1A 0H3
Tel. 819-953-1550
Fax 819-953-0461
e-mail ceqg-rcqe@ec.gc.ca

Traduit de l'anglais
Version originale: Nutrients and their Impact on the Canadian Environment

Données de catalogage avant publication de la Bibliothèque nationale du Canada

Vedette principale au titre :
Les éléments nutritifs et leurs effets sur l'environnement au Canada

Publ. aussi en anglais sous le titre: Nutrients and their impact on the Canadian environment.

Publ. en collaboration avec : Agriculture et Agro-Alimentaire Canada, Environnement Canada, Pêches et Océans Canada, Santé Canada et Ressources naturelles Canada.
Émis par Environnement Canada.
ISBN 0-662-85635-X
No de cat. En21-205/2001F

1. Eau -- Pollution par les nutriments -- Canada.
2. Phosphore -- Aspect de l'environnement -- Canada.
3. Azote -- Aspect de l'environnement -- Canada.
4. Eau -- Qualité -- Gestion -- Canada.
I. Chambers, Patricia A.
II. Canada. Environnement Canada.

TD427.N87N87 2001 363.739'4'0971 C2001-980119-X

Référence correcte:
Chambers, P.A., M. Guy, E.S. Roberts, R. Kent, M.N. Charlton, C. Gagnon, G. Grove et N. Foster. 2001. *Les éléments nutritifs et leurs effets sur l'environnement au Canada*. Environnement Canada, Ottawa (Ont.). 271 p.

Le présent rapport traite des sources d'éléments nutritifs (azote et phosphore) introduits dans l'atmosphère, les eaux et les sols au Canada et de leurs effets sur les humains et les écosystèmes. Il résulte d'une évaluation menée sous la direction d'un groupe de travail interministériel formé de représentants des ministères fédéraux indiqués ci-dessous. Ces personnes sont celles qui ont donné à la démarche son orientation générale, en plus de fournir des renseignements techniques sur des sujets particuliers.

Dr. Patricia Chambers (Présidente)
Institut national de recherche sur les eaux
Environnement Canada
Email: Patricia.Chambers@ec.gc.ca

Dr. Connie Gaudet
Direction de la qualité de l'environnement
Environnement Canada
Email: Connie.Gaudet@ec.gc.ca

Mr. Murray Charlton
Institut national de recherche sur les eaux
Environnement Canada
Email: Murray.Charlton@cciw.ca

Mr. Rob Kent
Direction de la qualité de l'environnement
Environnement Canada
Email: Robert.Kent@ec.gc.ca

Dr. Christian De Kimpe
Direction de recherche
Agriculture et Agroalimentaire Canada
Email: Dekimpec@em.agr.gc.ca

Mr. Tim Marta
Direction générale des politiques stratégiques
Agriculture et Agroalimentaire Canada
Email: Martati@em.agr.gc.ca

Dr. Jim Bunch
Direction des sciences de l'environnement
Pêches et Océans Canada
Email: bunchj@dfo-mpo.gc.ca

Dr. Neil Foster
Service canadien des fôrets
Ressources naturelles Canada
Email: NFoster@NRCan.gc.ca

Ms. Michele Giddings
Direction de l'hygiène du milieu
Santé Canada
Email: Michele_Giddings@hc-sc.gc.ca

Remerciements

Nous remercions les personnes suivantes, qui ont revu diverses sections des ébauches du présent rapport et formulé de judicieux commentaires: J. Marsalek (EC, Institut national de recherche sur les eaux), J. Elliott (EC, Institut national de recherche sur les eaux), C-U. Ro (EC, Ontario), M. Constable (EC, Région des Prairies et du Nord), J. Struger (EC, Ontario), G. Fox (EC, Service canadien de la faune), D. Jeffries (EC, Institut national de recherche sur les eaux), C. Vézina (EC, Ottawa), P. Hempel (EC, Ottawa), G. Ironside (EC, Évaluation et gestion de l'information), R. Simard (AAC, Région du Québec), S. McGinn (AAC, Lethbridge), G. Kowalenko (AAC, Agassiz), B. Harker (AAC, ARAP), P. Strain (MPO, Dartmouth), P. Leavitt (University of Regina), F. Lemieux (SC, Ottawa) M. Brownstein (SC, Ottawa), L. Watson (EC, Institut national de recherche sur les eaux) et S. Watson (EC, Institut national de recherche sur les eaux). Nous apprécions des revues conduites par des membres de la groupe de travail du conseil canadien des ministres de l'environmement (CCME) sur les recommandations pour la qualité des eaux et le Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable du Comité de l'hygiène du milieu et du travail (CHMT). Nous également remercions C. Jefferson (EC, Ottawa) et P-Y. Caux (EC, Ottawa) pour fournir l'aide au groupe de travail des substances nutritifs et A. Bourne et T. pour l'aide avec la production de l'état.

Nous remercions également D. Duggan (EC, Évaluation et gestion de l'information), auteur des cartes présentées dans ce rapport; J. Farrell (Institut canadien des engrais), qui a fourni les statistiques canadiennes sur les engrais; K.B. MacDonald (expert-conseil privé) et F. Selles (AAC, Swift Current), qui nous a prêté assistance concernant les charges d'azote d'origine agricole; S. Watson pour l'aide avec des problèmes d'odeur et de goût dans des approvisionnements d'eau potable; D. Lacelle (EC, Urgences et application de la Loi) et V. Mercier (EC, Évaluation et gestion de l'information), qui nous ont apporté leur soutien à l'égard de la Base de données sur l'utilisation de l'eau par les municipalités; ainsi que J. Painchaud (ministère de l'Environnement du Manitoba), K. Tuininga (EC, Ontario), M. Blackie (ministère de l'Environnement de l'Ontario), B. Thomson (EC, Région du Pacifique et du Yukon), G. Derkson (EC, Région du Pacifique et du Yukon) et M. Stainton (MPO, Winnipeg), qui ont fourni les études de cas. Les données provinciales sur l'industrie ont été fournies par: K. Power (EC, St. John's); N. Reid (ministère de l'Environnement de l'Ontario); J. Nagendan et E. Wasylenchuk (ministère de l'Environnement de l'Alberta); P. Jain, P. Minifie et S. Hase (ministère de l'Environnement et de la Gestion des ressources de la Saskatchewan); D. Williamson (ministère de l'Environnement du Manitoba); K. MacDonald-Date (ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique); S. Harbicht (EC, Yellowknife) et G. Whitley (INAC, Whitehorse). Par ailleurs, nous devons les données sur le port d'Halifax à P. Yeats; J. Dalziel, B. Petrie et B. Li (MPO, Dartmouth).

Enfin, nous sommes reconnaissants aux responsables de la Base de données nationales sur la chimie atmosphérique (NAtChem) et aux collaborateurs, qui nous ont fourni les données sur les dépôts humides en 1995 présentées dans ce rapport. Ces collaborateurs sont Environnement Canada et les services provinciaux compétents de l'Ontario, du Québec, du Nouveau-Brunswick, de la Nouvelle-Écosse et de Terre-Neuve.

Sommaire

En 1994, le Comité permanent de l'environnement et du développement durable de la Chambre des communes a examiné la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE) et relevé plusieurs problèmes liés aux éléments nutritifs ainsi qu'à leurs effets sur l'environnement et à leur gestion. Il a constaté d'abord que seulement une classe d'éléments nutritifs est réglementée (à savoir le phosphore contenu dans les détergents à lessive) et ensuite, que d'autres classes et sources d'éléments nutritifs pourraient produire des effets néfastes sur l'environnement (CPEED 1995). En réponse à ces préoccupations, le gouvernement du Canada s'est engagé à mener une vaste étude sur les éléments nutritifs introduits dans l'environnement en raison d'activités humaines ainsi qu'à déterminer si les éléments nutritifs en général ont des incidences négatives sur l'environnement, si seulement certains éléments, et non tous, posent des problèmes et si les effets se limitent à l'eau ou s'ils touchent l'ensemble de l'écosystème, y compris les espèces sauvages (Gouvernement du Canada 1995). Le présent rapport réalise l'engagement du gouvernement du Canada à étudier la nature et l'ampleur des effets néfastes possibles des éléments nutritifs issus d'activités humaines sur les écosystèmes et la qualité de vie des Canadiens. L'étude a été effectuée par des représentants de cinq ministères fédéraux (Environnement Ressources naturelles, Agriculture et Agroalimentaire, Pêches et Océans, Santé) en vertu d'un protocole d'entente officialisant la collaboration entre ces ministères et la coordination de l'utilisation de la science et des technologies aux fins du développement durable.

L'évaluation des charges d'azote (N) et de phosphore (P) à partir de sources situées au Canada et des effets de ces charges sur les forêts, les eaux douces et les écosystèmes côtiers montre hors de tout doute que les éléments nutritifs posent des problèmes dans certains écosystèmes et réduisent la qualité de vie de nombreux Canadiens. Nous sommes convaincus que les charges d'azote et de phosphore résultant d'activités humaines ont:

- accéléré l'eutrophisation de certains cours d'eau, lacs et milieux humides au Canada et ainsi entraîné des pertes d'habitat et de possibilités sur le plan récréatif et modifié la biodiversité;
- fait augmenter partout au pays la fréquence et la portée géographique des cas de dépassement, dans les eaux souterraines, des limites fixées pour les nitrates dans les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada et imposé un fardeau économique aux citoyens qui doivent transporter l'eau de consommation domestique à partir de sources éloignées;
- causé, et causent encore, la mort de poissons par intoxication à l'ammoniac;
- contribué à la chute des populations d'amphibiens dans le sud de l'Ontario à cause de l'exposition sur de longues périodes à de fortes concentrations de nitrates;
- accru les risques pour la santé humaine en raison de l'accroissement de la fréquence et de l'étendue spatiale des proliférations d'algues toxiques dans les lacs et les secteurs côtiers;
- contribué à l'acidification des sols et des lacs dans le sud de l'Ontario et du Québec et entraîné la saturation en azote de certains bassins hydrographiques forestiers;
- haussé la production de carbone dans les forêts à cause des dépôts d'azote;
- fait croître les concentrations d'oxyde nitreux (N_2O), un puissant gaz à effet de serre, ce qui a favorisé la formation de smog photochimique dans certaines villes du Canada;
- contribué à susciter des inquiétudes relatives à la qualité de vie des Canadiens en nuisant à certaines utilisations des ressources en eau (croissance excessive d'algues et de plantes

aquatiques, engorgement de grilles et de filtres, etc.) et relatives aux aspects esthétiques de l'eau (goût et odeur);
- accru le fardeau économique imposé aux Canadiens parce qu'il faut traiter, surveiller et assainir l'eau contaminée.

Selon nos estimations, l'activité humaine a entraîné l'introduction de plus de 12 000 tonnes de phosphore et de 304 000 tonnes d'azote dans les eaux de surface et souterraines et les eaux côtières au Canada en 1996. Les égouts municipaux constituaient la source ponctuelle la plus importante; ils auraient introduit quelque 5 600 tonnes de phosphore (sous forme de phosphore total) et 80 000 tonnes d'azote (sous forme d'azote total). Les rejets d'eaux usées industrielles ont introduit au moins 2 000 tonnes de phosphore et 11 800 tonnes d'azote (sous forme de nitrates et d'ammoniac) dans les eaux de surface au Canada. Il convient cependant de noter que les charges d'origine industrielle sont sous-estimées, car nous n'avions pas de données pour le Nouveau-Brunswick, la Nouvelle-Écosse, l'Île-du-Prince-Édouard et, dans le cas du Québec, de données sur les effluents rejetés par les établissements industriels ailleurs que dans le bassin du Saint-Laurent. Il n'existe pas d'estimations à l'échelle nationale des pertes d'éléments nutritifs attribuables à la lixiviation ou au ruissellement à partir des terres agricoles. Selon une évaluation récente des pertes d'azote à partir de terres agricoles où les sols présentent un excédent d'eau, les eaux de ruissellement ou d'infiltration auraient une teneur en azote supérieure à 14 mg/L dans 17% des terres agricoles de l'Ontario, 6% de celles du Québec et 3% de celles des provinces atlantiques (MacDonald 2000b). En Colombie-Britannique, 5% des terres agricoles présentent un surplus d'eau et dans 69% des zones en cause, l'eau de ruissellement ou d'infiltration aurait une teneur en azote supérieure à 14 mg/L.

En 1996, l'activité humaine a causé l'émission dans l'atmosphère d'au moins 1 400 000 tonnes d'azote au Canada. L'agriculture constituait la principale source d'émissions atmosphériques d'azote, en particulier par les rejets d'ammoniac (NH_3) résultant de la manutention et de l'application de fumier et d'engrais. Les sources d'émissions d'oxyde nitreux (N_2O) étaient réparties à peu près en parts égales entre les activités industrielles, les transports et l'agriculture. Dans le cas du monoxyde d'azote et du dioxyde d'azote (NO_x), ce sont les établissements industriels et les moyens de transport qui produisaient le plus d'émissions. Bien que les données sur les émissions de NO_x de sources agricoles ne soient pas disponibles, celles-ci sont vraisemblablement comparables aux émissions industrielles (Janzen et al. 1998). Nous ne disposions pas de données fiables sur les émissions atmosphériques de phosphore.

Toujours en 1996, au moins 4 287 000 tonnes d'azote et 450 000 tonnes de phosphore ont été introduites dans les sols au Canada. De ces quantités, 1 968 000 tonnes d'azote et 442 000 tonnes de phosphore ont été introduites dans le sol de terres cultivées sous la forme d'engrais, de fumier et de biosolides. Des apports supplémentaires de 773 000 tonnes et de 43 000 tonnes d'azote ont été fournis aux terres cultivées à la suite respectivement de la fixation par les légumineuses et du dépôt atmosphérique de nitrates et d'ammonium. Les récoltes ont permis de retirer 386 000 tonnes de phosphore et 2 491 000 tonnes d'azote, soit respectivement 87% et 89% des apports. De plus, les terres non agricoles ont reçu des apports d'éléments nutritifs par le biais du dépôt atmosphérique, de la fertilisation de forêts de conifères du littoral et de l'intérieur de la Colombie-Britannique aménagées pour la récolte de bois, et de l'enfouissement de déchets industriels et urbains.

Par rapport aux objectifs de l'évaluation fixés par le gouvernement du Canada (1995), nous tirons les conclusions suivantes :

- Les éléments nutritifs libérés dans l'environnement dans le cadre d'activités humaines produisent des effets nuisibles sur certains écosystèmes, suscitent des inquiétudes relatives à la qualité de vie des Canadiens et, à l'occasion, présentent une menace pour la santé humaine.
- Les éléments nutritifs ont tendance à produire ces effets lorsqu'ils se présentent sous certaines formes. Par exemple, les apports de phosphore ont accéléré l'eutrophisation de la plupart des plans d'eau intérieurs, dont les concentrations de cet élément sont limitées par nature. En revanche, le lessivage d'azote sous forme de nitrates a fait augmenter la fréquence et la portée géographique des cas de dépassement, dans les eaux souterraines, des limites fixées pour les nitrates dans les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Les préoccupations relatives à la présence d'éléments nutritifs dans l'atmosphère ont trait en grande partie au rôle de l'azote inorganique dissous (sous la forme de nitrates et d'ammonium) comme engrais dans les écosystèmes forestiers et agent causal des précipitations acides, du monoxyde d'azote (NO) dans la production du smog urbain et de l'oxyde nitreux dans l'effet de serre causant le réchauffement planétaire.
- Jusqu'à présent, les répercussions les plus importantes et les plus évidentes des apports d'éléments nutritifs se sont manifestées dans les écosystèmes aquatiques et ont entraîné l'altération d'utilisations des eaux. Néanmoins, on a observé les premiers symptômes des effets négatifs de ces apports sur les écosystèmes forestiers.

Les problèmes environnementaux attribuables aux quantités excessives d'éléments nutritifs sont moins graves et ont tendance à être plus localisés au Canada que dans les pays où les peuplements humains et la production agricole datent de longtemps. Cela s'explique par le fait que notre population est relativement faible par rapport à l'étendue du territoire et par les mesures de protection prises par les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux au cours des trente dernières années. Vu les problèmes déjà causés par les charges d'éléments nutritifs au pays et les préoccupations qui se font jour, il est primordial de ne pas annuler les progrès réalisés grâce au traitement des eaux usées et à d'autres mesures de contrôle en relâchant les normes ou en se laissant dépasser par la croissance démographique. Il faut continuer d'intégrer les moyens scientifiques les meilleurs et les plus évolués aux solutions pratiques mises en œuvre pour maintenir ou améliorer la qualité de l'air, des ressources en eau et des sols au Canada.

Table des matières

1.0 Introduction 1
1.1. Contexte 1
1.2. Programmes de réglementation fédéraux et mesures prises à ce jour 2
1.3. Raison d'être de l'étude 3
1.4. Objectifs du rapport 4

2.0 Cycles des éléments nutritifs 7
2.1. Cycle de l'azote 7
2.2. Cycle du phosphore 12
2.3. Conclusions 13

3.0 Sources anthropiques d'azote et de phosphore 17
3.1. Déchets municipaux 19
3.2. Rejets industriels 34
3.3. Charge liée aux activités agricoles 40
3.4. Accroissement du rendement de l'aquaculture et des pêches 52
3.5. Pratiques de gestion forestière 56
3.6. Transport des polluants et retombées atmosphériques 60
3.7. Conclusions 63

4.0 Effets de l'ajout d'éléments nutritifs sur les écosystèmes 69
4.1. Écosystèmes forestiers 70
4.2. Lacs 74
4.3. Cours d'eau 83
4.4. Milieux humides 90
4.5. Eaux côtières 96
4.6 Eau souterraine 104
4.7. Aperçu du problème posé par l'enrichissement dans les écozones canadiennes 108
4.8. Conclusions 113

5.0 Effets toxiques induits par l'ajout d'éléments nutritifs 117
5.1. Les études de laboratoires sur l'effets toxiques de l'azote 119
5.2. Toxicité de l'azote dans l'environnement au Canada 134
5.3. Effets toxiques indirects 145
5.4 Conclusions 152

6.0 Justification scientifique de la gestion des sources anthropiques d'éléments nutritifs 155
6.1. Réglementation, recommandations et pratiques de gestion optimales en vigueur au Canada ... 156
6.2. Règlements, recommandations et pratiques de gestion optimales en vigueur dans d'autres pays 182
6.3 Nouvelles technologies de réduction des charges d'éléments nutritifs 187
6.4 Conclusions 188

7.0 Nouveaux enjeux 191
7.1. Faibles concentrations de phosphore dans le secteur inférieur des Grands Lacs 191
7.2. Produits de dégivrage et de déglaçage : craintes soulevées par l'utilisation d'urée aux aéroports canadiens 193
7.3 Brume blanche sur la partie sud de la vallée du bas Fraser 196
7.4 Effets des apports d'éléments nutritifs sur la biodiversité 197
7.5 Les produits ignifuges sauvent-ils ou détruisent-ils les forêts? 199
7.6 Intensification de l'agriculture 201
7.7 Évacuation des biosolides des eaux usées municipales 203
7.8 Expansion de l'aquaculture 204
7.9 Choix du site des installations municipales de traitement des eaux usées 205
7.10 Le lac Winnipeg: eutrophisation d'un grand lac du Manitoba 207

8.0 Conclusions 209
8.1 La problématique 209
8.2 Les effets des éléments nutritifs sur l'environnement au Canada 210
8.3 Sources des charges d'éléments nutritifs des eaux de surface et souterraines au Canada 212
8.4 Sources des charges d'éléments nutritifs des sols au Canada 216
8.5 Sources des charges dans l'atmosphère au Canada 217
8.6 Résumé 218
8.7 Manque d'information 219
8.8 Les défis de l'avenir 221

Références 223

Annexes 259
Annexe 1 260
Annexe 2 261
Annexe 3 262
Annexe 4 263

Glossaire 265

1.0 Introduction

Faits saillants

- Les éléments nutritifs, aussi appelés substances nutritives ou nutriments, sont des substances chimiques qui contribuent à la nutrition et favorisent la croissance des micro-organismes et de la végétation. Ils comprennent notamment l'azote, le phosphore, le carbone, l'hydrogène, l'oxygène, le potassium, le soufre, le magnésium et le calcium ainsi que d'autres éléments nécessaires en très faibles quantités (le fer, le bore, le manganèse, le cuivre, le zinc, le chlore, le sélénium et le molybdène).

- Un excès d'éléments nutritifs dans un écosystème peut entraîner une prolifération de la végétation et des modifications de la biodiversité. De plus, l'ammoniac, les nitrates et les nitrites sont toxiques pour les animaux aquatiques et terrestres, y compris l'être humain, lorsque leurs concentrations dépassent les besoins.

- Les apports excessifs de monoxyde d'azote dans l'atmosphère peuvent contribuer aux pluies acides et au smog.

- Le présent rapport concrétise l'engagement qu'avait pris le gouvernement du Canada, dans sa réponse à l'examen de 1994 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE), de déterminer la nature et l'importance de la dégradation des écosystèmes du Canada et des effets sur la qualité de vie et la santé des Canadiens qui peuvent être imputés aux éléments nutritifs produits par l'activité humaine.

1.1 Contexte

Le présent rapport est la concrétisation de l'engagement pris par le gouvernement du Canada de déterminer la nature et l'importance de la dégradation des écosystèmes du Canada pouvant être imputée aux éléments nutritifs produits par l'activité humaine et nuisant à la qualité de vie des Canadiens ou mettant leur santé en péril.

Les éléments nutritifs, présents à l'état naturel dans l'environnement, sont essentiels à la croissance des plantes. L'activité humaine a cependant fait augmenter l'apport de formes bioactives d'éléments nutritifs, notamment d'azote (N) et de phosphore (P). Les apports anthropiques d'éléments nutritifs proviennent notamment des eaux de ruissellement des terres défrichées pour faire place à l'agriculture, à l'expansion urbaine et à des aménagements récréatifs ou résultant d'activités d'exploitation forestière et minière, la déperdition associée avec les pratiques agricoles tel l'épandage d'engrais et de fumier et de la culture de plantes comme des légumineuses qui fixent l'azote, des émissions industrielles rejetées dans l'air, le sol et l'eau et de l'évacuation des eaux ménagères.

Le présent rapport examine trois aspects des éléments nutritifs, en particulier l'azote et le phosphore dérivaient d'activités humains, leur rôle dans la prolifération de la végétation des écosystèmes aquatiques et terrestres qui, à son tour, affecte le poisson et la faune; leur toxicité pour les plantes et

Une définition des éléments nutritifs

Les éléments nutritifs, aussi désignés sous le nom de substances nutritives ou de nutriments, sont essentiels à tous les organismes vivants. Les éléments nutritifs comprennent notamment l'azote, le phosphore, le carbone, l'hydrogène, l'oxygène, le potassium, le soufre, le magnésium et le calcium (appelés macroéléments, car ils sont nécessaires en quantités relativement importantes) ainsi que d'autres éléments nécessaires en très faible quantité (des oligoéléments comme le fer, le zinc, le cuivre, le manganèse, le bore, le molybdène et le chlore). On retrouve ces éléments dans l'air, le sol et l'eau.

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (LCPE) définit une « substance nutritive » comme suit: « toute substance ou combinaison de substances qui, rejetée dans l'eau, favorise la croissance d'une végétation aquatique ». En vertu de cette loi, le gouverneur en conseil peut, sur recommandation du ministre, prendre tout règlement ayant pour objet d'empêcher ou de réduire la croissance de végétation aquatique due au rejet de substances nutritives dans l'eau qui peuvent perturber le fonctionnement d'un écosystème ou dégrader ou altérer, ou contribuer à dégrader ou à altérer un écosystème au détriment de l'utilisation de celui-ci par les humains, les animaux ou les plantes (partie 7, section 1, paragraphe 118(1)).

Le gouvernement du Canada s'étant engagé à mener une étude approfondie des éléments nutritifs afin de déterminer si leurs effets se limitent au milieu aquatique ou à l'ensemble des écosystèmes, y compris la faune et la flore, la définition de substance nutritive de la LCPE a été élargie dans le cadre de cette évaluation de manière à englober les écosystèmes terrestres. Aux fins de la présente évaluation, une « substance nutritive » ou un « élément nutritif » comprend tout composé qui:

- a une valeur nutritive, notamment l'azote et le phosphore, les deux principaux macroéléments;
- peut atteindre des teneurs excessives par suite d'activités humaines et
- peut altérer le fonctionnement normal des écosystèmes aquatiques ou terrestres.

L'évaluation des effets sur l'écosystème ne se limitait pas uniquement à la prolifération de la végétation aquatique dont il est question dans la LCPE.

les animaux, y compris l'être humain; et, du fait de cet enrichissement ou de ces effets toxiques, leur impact sur la qualité de vie des Canadiens. Lorsqu'il est question de croissance des plantes, l'azote et le phosphore devraient être désignés sous le nom d'« éléments nutritifs ». Un élément nutritif, en particulier l'azote, élément essentiel à la croissance, devient toxique lorsque sa biodisponibilité dépasse largement les besoins. L'azote ne remplit plus une fonction nutritive dans des phénomènes comme l'acidification provoquée par l'azote ou la production d'ozone accélérée par le monoxyde d'azote (NO). Par conséquent, nous nous intéresserons seulement à l'effet « nutritif » de l'azote et du phosphore sur les écosystèmes du Canada.

1.2 Programmes de réglementation fédéraux et mesures prises à ce jour

Depuis qu'il a été établi que les éléments nutritifs (notamment le phosphore et l'azote) jouent un rôle critique dans l'eutrophisation des écosystèmes aquatiques, divers pays ont commencé à mettre en œuvre des mesures visant à en réduire les apports. Au Canada, le gouvernement fédéral adoptait en 1988 la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE), qui est la seule loi fédérale à traiter expressément des préoccupations environnementales liées aux éléments nutritifs.

La LCPE habilite le gouvernement fédéral à réglementer les éléments nutritifs qui peuvent causer une prolifération des algues et de la végétation aquatique. Le phosphore présent dans les détergents à lessive est la seule source d'éléments nutritifs actuellement réglementée. Le *Règlement sur le contrôle de la concentration en phosphore* (MDE 1989), le seul règlement adopté en application de la partie de la LCPE visant les substances nutritives, interdit la fabrication, l'utilisation et la vente de détergents à lessive dont la teneur en phosphore dépasse 2,2 % (en poids).

Une définition des éléments nutritifs

Les éléments nutritifs, aussi désignés sous le nom de substances nutritives ou de nutriments, sont essentiels à tous les organismes vivants. Les éléments nutritifs comprennent notamment l'azote, le phosphore, le carbone, l'hydrogène, l'oxygène, le potassium, le soufre, le magnésium et le calcium (appelés macroéléments, car ils sont nécessaires en quantités relativement importantes) ainsi que d'autres éléments nécessaires en très faible quantité (des oligoéléments comme le fer, le zinc, le cuivre, le manganèse, le bore, le molybdène et le chlore). On retrouve ces éléments dans l'air, le sol et l'eau.

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (LCPE) définit une « substance nutritive » comme suit: « toute substance ou combinaison de substances qui, rejetée dans l'eau, favorise la croissance d'une végétation aquatique ». En vertu de cette loi, le gouverneur en conseil peut, sur recommandation du ministre, prendre tout règlement ayant pour objet d'empêcher ou de réduire la croissance de végétation aquatique due au rejet de substances nutritives dans l'eau qui peuvent perturber le fonctionnement d'un écosystème ou dégrader ou altérer, ou contribuer à dégrader ou à altérer un écosystème au détriment de l'utilisation de celui-ci par les humains, les animaux ou les plantes (partie 7, section 1, paragraphe 118(1)).

Le gouvernement du Canada s'étant engagé à mener une étude approfondie des éléments nutritifs afin de déterminer si leurs effets se limitent au milieu aquatique ou à l'ensemble des écosystèmes, y compris la faune et la flore, la définition de substance nutritive de la LCPE a été élargie dans le cadre de cette évaluation de manière à englober les écosystèmes terrestres. Aux fins de la présente évaluation, une « substance nutritive » ou un « élément nutritif » comprend tout composé qui:

- **a une valeur nutritive, notamment l'azote et le phosphore, les deux principaux macroéléments;**
- **peut atteindre des teneurs excessives par suite d'activités humaines et**
- **peut altérer le fonctionnement normal des écosystèmes aquatiques ou terrestres.**

L'évaluation des effets sur l'écosystème ne se limitait pas uniquement à la prolifération de la végétation aquatique dont il est question dans la LCPE.

les animaux, y compris l'être humain; et, du fait de cet enrichissement ou de ces effets toxiques, leur impact sur la qualité de vie des Canadiens. Lorsqu'il est question de croissance des plantes, l'azote et le phosphore devraient être désignés sous le nom d'« éléments nutritifs ». Un élément nutritif, en particulier l'azote, élément essentiel à la croissance, devient toxique lorsque sa biodisponibilité dépasse largement les besoins. L'azote ne remplit plus une fonction nutritive dans des phénomènes comme l'acidification provoquée par l'azote ou la production d'ozone accélérée par le monoxyde d'azote (NO). Par conséquent, nous nous intéresserons seulement à l'effet « nutritif » de l'azote et du phosphore sur les écosystèmes du Canada.

1.2 Programmes de réglementation fédéraux et mesures prises à ce jour

Depuis qu'il a été établi que les éléments nutritifs (notamment le phosphore et l'azote) jouent un rôle critique dans l'eutrophisation des écosystèmes aquatiques, divers pays ont commencé à mettre en œuvre des mesures visant à en réduire les apports. Au Canada, le gouvernement fédéral adoptait en 1988 la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE), qui est la seule loi fédérale à traiter expressément des préoccupations environnementales liées aux éléments nutritifs.

La LCPE habilite le gouvernement fédéral à réglementer les éléments nutritifs qui peuvent causer une prolifération des algues et de la végétation aquatique. Le phosphore présent dans les détergents à lessive est la seule source d'éléments nutritifs actuellement réglementée. Le *Règlement sur le contrôle de la concentration en phosphore* (MDE 1989), le seul règlement adopté en application de la partie de la LCPE visant les substances nutritives, interdit la fabrication, l'utilisation et la vente de détergents à lessive dont la teneur en phosphore dépasse 2,2 % (en poids).

La *Loi sur les engrais*, dont l'application et l'exécution relèvent de l'Agence canadienne d'inspection des aliments, traite aussi des éléments nutritifs, mais non pas du point de vue de leurs effets néfastes sur l'environnement. La *Loi sur les engrais* réglemente l'innocuité, l'efficacité et l'étiquetage des engrais (y compris les fumiers) et des suppléments importés ou vendus au Canada. Elle précise que les éléments nutritifs sont l'azote, le phosphore et le potassium (désignés comme éléments nutritifs primaires); le calcium, le magnésium, et le soufre (éléments nutritifs secondaires); le fer, le zinc, le cuivre, le manganèse, le bore, le molybdène, le chlore et, dans certains cas, le sodium (oligoéléments). La définition d'engrais exclut les suppléments, qui sont définis comme suit dans cette loi: « substance ou mélange de substances, autre qu'un engrais, fabriqué ou vendu pour enrichir les sols ou favoriser la croissance des plantes ou la productivité des récoltes, ou représenté comme pouvant servir à ces fins ». Ainsi, la mousse de tourbe serait considérée comme un supplément.

1.3 Raison d'être de l'étude

Reconnaissant que la science est en constante évolution, le gouvernement a intégré à la LCPE une disposition prévoyant un examen quinquennal de cette loi par le parlement. L'examen de 1994 de la LCPE a cerné deux grandes questions liées aux substances nutritives ainsi qu'à leur impact environnemental et à leur gestion : une seule catégorie de substances nutritives (le phosphore dans les détergents à lessive) est actuellement réglementée, et les autres catégories (les composés azotés par exemple) et sources (p. ex., les produits de nettoyage, les engrais et les eaux usées industrielles) pourraient avoir des effets nocifs sur l'environnement (CPEDD 1995).

Dans son examen de 1998 de la LCPE (CPEDD 1995), le Comité permanent de l'environnement et du développement durable de la Chambre des communes a recommandé qu'Environnement Canada:

- réglemente la teneur en phosphate des nettoyants et d'autres détergents à lessive en vertu de la partie III de la LCPE;
- détermine s'il est nécessaire de réglementer les éléments nutritifs autres que les phosphates dans les nettoyants;
- détermine si les éléments nutritifs provenant de sources autres que les nettoyants sont convenablement réglementés par les provinces et les territoires et, dans la négative, élargisse les dispositions de la partie III de manière à englober ces autres sources d'éléments nutritifs.

En réponse aux recommandations du Comité permanent de l'environnement et du développement durable, le gouvernement du Canada s'est engagé à entreprendre « une étude exhaustive des substances nutritives qui pénètrent dans l'environnement par suite d'activités humaines ... [pour] déterminer si les substances nutritives en général ont des effets nocifs sur l'environnement, si certaines substances nutritives seulement, plutôt que toute la catégorie des substances nutritives , posent des problèmes et si les effets se limitent à ... l'eau ou à des écosystèmes entiers, dont la faune et la flore » (Gouvernement du Canada 1995). Le gouvernement du Canada s'est donc engagé à effectuer une évaluation scientifique de la nature et de l'importance des dommages causés à l'environnement par les éléments nutritifs provenant de sources autres que les détergents à lessive avant de les réglementer davantage ou de prendre d'autres mesures réglementaires.

Il a été déterminé que le protocole d'entente conclu en 1995 par les quatre ministères fédéraux responsables des ressources naturelles (Environnement, Ressources naturelles, Agriculture et Agroalimentaire, Pêches et Océans) constituait un cadre adéquat pour entreprendre l'évaluation

scientifique des éléments nutritifs. Un groupe de travail sur les substances nutritives dans l'environnement canadien a donc été établi en 1997-1998 en vertu de ce protocole d'entente afin de mener cette évaluation scientifique. Le nom des membres du groupe de travail ainsi que les ministères auxquels ils appartiennent sont présentés à la page iii du présent rapport. En janvier 1998, le protocole d'entente a été renouvelé et Santé Canada l'a signé.

1.4 Objectifs du rapport

Ce rapport fait la synthèse des connaissances actuelles concernant les effets des éléments nutritifs anthropiques sur l'environnement au Canada et sur la qualité de vie des Canadiens. Aux fins du présent rapport, la définition des éléments nutritifs est conforme à celle de la LCPE de 1999 (voir l'encadré intitulé « Une définition des éléments nutritifs »). Le rapport évalue :

- les cycles des éléments nutritifs dans l'environnement;
- les apports anthropiques à la charge d'éléments nutritifs;
- les types d'enrichissement causé par les apports d'éléments nutritifs;
- les effets toxiques des éléments nutritifs;
- les fondements des pratiques actuelles de gestion des éléments nutritifs anthropiques;
- les nouveaux enjeux liés à la gestion des éléments nutritifs.

Des études de cas menées dans diverses écozones servent à illustrer les effets des apports d'éléments nutritifs sur les écosystèmes canadiens (figure 1.1). Ces renseignements ont ensuite servi à déterminer l'existence de problèmes environnementaux causés par des excès d'éléments nutritifs au Canada et à préciser l'importance et l'origine de ces problèmes ainsi qu'à déterminer si toute la catégorie de éléments nutritifs, seulement certains éléments ou des produits contenant des éléments nutritifs posent des problèmes.

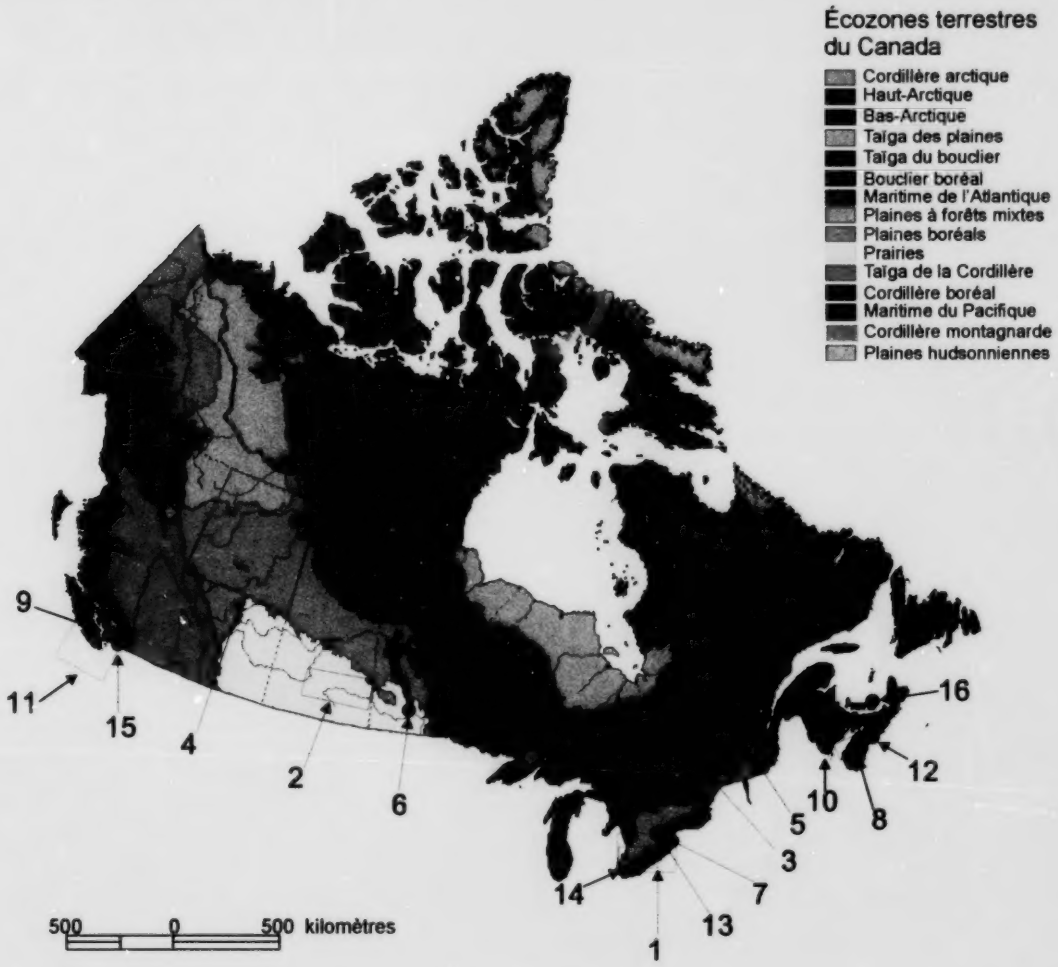


Figure 1.1. Lieux des études de cas présentées dans le rapport, 1998.

1	Lac Érié (Ont.)	Effets des apports d'éléments nutritifs sur un des Grands Lacs (p. 75)
2	Lacs Qu'Appelle (Sask.)	Effets des apports d'éléments nutritifs sur un chapelet de lacs des Prairies (p. 79)
3	Lac Heney (Qc)	Effets des apports d'éléments nutritifs dus à l'aquaculture (p. 82)
4	Rivières du Nord (Alb.)	Effets des apports d'éléments nutritifs sur d'importantes rivières du Nord (p. 85)
5	Rivière Yamaska (Qc)	Effets des apports d'éléments nutritifs d'origine agricole sur une rivière (p. 87)
6	Marais Delta (Man.)	Bilan nutritionnel d'un milieu humide des Prairies (p. 92)
7	Cootes Paradise (Ont.)	Effets de l'activité urbaine sur un marais des Grands Lacs (p. 93)
8	Baie de Fundy (N.-É.)	Cycle des éléments nutritifs dans un marais salé côtier (p. 96)
9	Delta du Fraser (C.-B.)	Effets de l'urbanisation et des éléments nutritifs sur un marais côtier (p. 97)
10	Baie de Fundy (N.-É.)	Effets de l'aquaculture marine sur les écosystèmes côtiers (p. 98)
11	Bassin de Géorgie (C.-B.)	Charge d'éléments nutritifs dans le détroit de Géorgie (p. 100)
12	Port d'Halifax (N.-É.)	Charge d'éléments nutritifs dans le port d'Halifax (p. 103)
13	Cambridge (Ont.)	Effets de la charge d'éléments nutritifs provenant d'une fosse septique (p. 106)
14	Sud-ouest de l'Ontario	Effets des éléments nutritifs sur des populations d'amphibiens (p. 135) et de poissons (p. 137)
15	Aquifère d'Abbotsford (C.-B.)	Effets des éléments nutritifs d'origine agricole sur les eaux souterraines (p. 147)
16	Rivière Cardigan (Î.-P.-É.)	Liens entre les éléments nutritifs et la contamination des moules (p. 128)

2.0 Cycles des éléments nutritifs

Faits saillants

- En l'absence d'activité humaine, les apports dans le sol de l'azote nécessaire à la croissance des végétaux provenaient principalement des micro-organismes qui transformaient l'azote gazeux en ammoniac. Le phosphore biodisponible dans le sol provenait en grande partie de l'altération de roches phosphorées.
- L'activité humaine a fait augmenter la production d'azote et de phosphore biodisponibles.
- Les effluents municipaux, industriels et agricoles ont fait augmenter énormément les apports de phosphore et d'azote dans les écosystèmes d'eau douce et côtiers.
- La production d'engrais a accéléré le taux de fixation de l'azote atmosphérique sous forme d'ammoniac et a nécessité l'exploitation minière des roches phosphorées.
- Sous l'effet du brûlage de combustibles fossiles, l'azote et l'oxygène de l'atmosphère se combinent et forment du monoxyde d'azote (NO) et du dioxyde d'azote (NO_2), qui concourent à la production du smog photochimique et des pluies acides, ainsi que d'oxyde nitreux (N_2O), qui contribue au réchauffement dû aux gaz à effet de serre.

À l'instar d'autres éléments chimiques, l'azote et le phosphore circulent dans la biosphère entre le milieu abiotique et les organismes vivants, qui les retournent ensuite au milieu. Ils empruntent des voies caractéristiques, plus ou moins circulaires, appelées cycles biogéochimiques, qui décrivent les formes chimiques, les voies et les réservoirs d'une substance donnée. Les cycles biogéochimiques se divisent en deux grandes catégories: les cycles de type gazeux dont l'atmosphère constitue un grand réservoir et les cycles de type sédimentaire dont les roches minéralisées constituent le plus grand réservoir. Le cycle de l'azote est un exemple de cycle gazeux complexe, tandis que celui du phosphore représente un cycle sédimentaire simple. Pour comprendre l'impact de l'activité humaine sur le transport, le devenir et les effets de l'azote, du phosphore ou de tout autre élément, il faut tout d'abord évaluer le cycle biogéochimique avant son bouleversement par l'homme puis examiner les changements provoqués par l'activité humaine dans les voies et les réservoirs.

2.1. Cycle de l'azote

Le cycle de l'azote est essentiellement un processus de transformation de l'azote atmosphérique (N_2), un gaz inerte, en formes assimilables par les systèmes biologiques qui les restitueront à l'atmosphère sous forme de N_2 (figure 2.2). Le cycle de l'azote est unique, car, même si l'azote constitue 80% de l'atmosphère terrestre, il s'y retrouve surtout sous une forme gazeuse (N_2) qui ne peut être utilisée telle quelle par la grande majorité des organismes.

Dans l'atmosphère, l'azote existe principalement sous forme d'azote gazeux, d'oxydes d'azote (N_2O, NO et NO_2) et d'ammoniac (NH_3). L'azote gazeux peut être produit par la dissociation d'oxyde nitreux (N_2O) et être détruit par suite de sa conversion en monoxyde d'azote (NO) par les décharges électriques lors des orages (figure 2.2). L'oxyde nitreux (N_2O) peut également interagir avec un atome

hautement réactif d'oxygène pour former NO et le dioxyde d'azote (NO_2) Un excès d'éléments nutritifs dans un écosystème peut entraîner une prolifération de la végétation et des modifications de la biodiversité. De plus, l'ammoniac, les nitrates et les nitrites sont toxiques pour les animaux aquatiques et terrestres, y compris l'être humain, lorsque leurs concentrations dépassent les besoins. Ces derniers peuvent à leur tour réagir avec la vapeur d'eau pour former de l'acide nitrique (HNO_3).

Formes d'azote dans l'environnement

Nom du composé	Symbole	Composante de l'environnement	L'état
Ammoniac non ionisé	NH_3	eau, sol, air	aqueux
Ammoniac ionisé, ion ammonium	NH_4^+	eau, sol, air	aqueux, gazeux
Nitrate	NO_3^-	eau, sol, air	aqueux
Acide nitrique	HNO_3	air	aqueux
Monoxyde d'azote	NO	air	gazeux
Nitrite	NO_2^-	eau, sol, air	aqueux
Dioxyde d'azote	NO_2	air	gazeux
Azote gazeux	N_2	eau, sol, air	gazeux
Oxydes d'azote (y compris NO, NO_2, N_2O)		air	gazeux
$NO+NO_2$	NO_x		
Oxyde nitreux	N_2O	eau, sol, air	gazeux

Une réaction entre des radicaux ammoniac et hydroxyle (OH^-) peut également entraîner la formation d'oxydes d'azote. Les deux oxydes d'azote les plus courants, NO et NO_2, ont aussi leur propre cycle dans lequel intervient une réaction complexe entraînant la conversion en ozone d'une molécule d'oxygène et d'un atome hautement réactif d'oxygène (figure 2.2).

Pour que l'azote circule entre le sol et la végétation, il faut que l'azote atmosphérique inerte soit converti en azote réactif. Avant l'industrialisation, il n'existait que deux processus de transformation de l'azote gazeux inerte en azote réactif: la fixation biologique de l'azote (c.-à-d. la production d'ammoniac par des micro-organismes) et la foudre (qui entraîne la production de monoxyde d'azote, NO). La fixation biologique de l'azote est la transformation du N_2 de l'atmosphère en ammoniac et son intégration directe à des tissus vivants. Un nombre restreint d'espèces de bactéries possèdent le système enzymatique nécessaire pour accomplir cette tâche. Mentionnons notamment les algues bleu-vert (ou cyanobactéries) dans les eaux douces, certaines bactéries du sol et les bactéries symbiotiques associées aux nodosités des racines des légumineuses et des aulnes. Outre la fixation biologique, le NO produit par la foudre peut être transformé en nitrate. À l'instar de l'ammoniac, le nitrate peut être déposé à la surface de la Terre par la neige ou la pluie (dépôt humide) ou sous forme de particules, comme des sels de nitrate et d'ammonium (dépôt sec).

Une fois fixé, l'azote peut être transformé en azote organique dans l'organisme fixateur ou être libéré par l'organisme sous forme d'ammonium ou d'urée. Dans des conditions aérobies, des espèces spécialisées de bactéries transforment l'ammonium en NO_2^- et NO_3^-, un processus appelé nitrification. Toutes les plantes marines, d'eau douce et terrestres assimilent l'azote sous forme de NH_4^+ ou NO_3^-, à l'exception de certaines espèces des marais qui ne peuvent utiliser que le NH_4^+. Ce processus d'assimilation entraîne l'absorption d'azote par les racines ou d'autres cellules, la réduction par assimilation de NO_3^- en NH_3 et la conversion par voie métabolique en tissus. En broutant, les animaux ingèrent l'azote organique des plantes et sont, à leur tour, consommés par des carnivores. Les animaux excrètent des déchets azotés sous forme d'urée, d'acide urique ou de fèces qui, sous l'action

hautement réactif d'oxygène pour former NO et le dioxyde d'azote (NO_2) Un excès d'éléments nutritifs dans un écosystème peut entraîner une prolifération de la végétation et des modifications de la biodiversité. De plus, l'ammoniac, les nitrates et les nitrites sont toxiques pour les animaux aquatiques et terrestres, y compris l'être humain, lorsque leurs concentrations dépassent les besoins. Ces derniers peuvent à leur tour réagir avec la vapeur d'eau pour former de l'acide nitrique (HNO_3).

Formes d'azote dans l'environnement

Nom du composé	Symbole	Composante de l'environnement	L'état
Ammoniac non ionisé	NH_3	eau, sol, air	aqueux
Ammoniac ionisé, ion ammonium	NH_4^+	eau, sol, air	aqueux, gazeux
Nitrate	NO_3^-	eau, sol, air	aqueux
Acide nitrique	HNO_3	air	aqueux
Monoxyde d'azote	NO	air	gazeux
Nitrite	NO_2^-	eau, sol, air	aqueux
Dioxyde d'azote	NO_2	air	gazeux
Azote gazeux	N_2	eau, sol, air	gazeux
Oxydes d'azote (y compris NO, NO_2, N_2O)		air	gazeux
$NO+NO_2$	NO_x		
Oxyde nitreux	N_2O	eau, sol, air	gazeux

Une réaction entre des radicaux ammoniac et hydroxyle (OH^-) peut également entraîner la formation d'oxydes d'azote. Les deux oxydes d'azote les plus courants, NO et NO_2, ont aussi leur propre cycle dans lequel intervient une réaction complexe entraînant la conversion en ozone d'une molécule d'oxygène et d'un atome hautement réactif d'oxygène (figure 2.2).

Pour que l'azote circule entre le sol et la végétation, il faut que l'azote atmosphérique inerte soit converti en azote réactif. Avant l'industrialisation, il n'existait que deux processus de transformation de l'azote gazeux inerte en azote réactif: la fixation biologique de l'azote (c.-à-d. la production d'ammoniac par des micro-organismes) et la foudre (qui entraîne la production de monoxyde d'azote, NO). La fixation biologique de l'azote est la transformation du N_2 de l'atmosphère en ammoniac et son intégration directe à des tissus vivants. Un nombre restreint d'espèces de bactéries possèdent le système enzymatique nécessaire pour accomplir cette tâche. Mentionnons notamment les algues bleu-vert (ou cyanobactéries) dans les eaux douces, certaines bactéries du sol et les bactéries symbiotiques associées aux nodosités des racines des légumineuses et des aulnes. Outre la fixation biologique, le NO produit par la foudre peut être transformé en nitrate. À l'instar de l'ammoniac, le nitrate peut être déposé à la surface de la Terre par la neige ou la pluie (dépôt humide) ou sous forme de particules, comme des sels de nitrate et d'ammonium (dépôt sec).

Une fois fixé, l'azote peut être transformé en azote organique dans l'organisme fixateur ou être libéré par l'organisme sous forme d'ammonium ou d'urée. Dans des conditions aérobies, des espèces spécialisées de bactéries transforment l'ammonium en NO_2^- et NO_3^-, un processus appelé nitrification. Toutes les plantes marines, d'eau douce et terrestres assimilent l'azote sous forme de NH_4^+ ou NO_3^-, à l'exception de certaines espèces des marais qui ne peuvent utiliser que le NH_4^+. Ce processus d'assimilation entraîne l'absorption d'azote par les racines ou d'autres cellules, la réduction par assimilation de NO_3^- en NH_3 et la conversion par voie métabolique en tissus. En broutant, les animaux ingèrent l'azote organique des plantes et sont, à leur tour, consommés par des carnivores. Les animaux excrètent des déchets azotés sous forme d'urée, d'acide urique ou de fèces qui, sous l'action

de microbes, sont retransformés en NH_3. L'azote organique présent dans la matière organique morte subit une décomposition microbienne (humification) qui dégrade les composés de carbone et d'azote et finit par libérer des formes d'azote assimilables par les plantes.

Avant le développement de l'agriculture et la création d'établissements humains permanents, l'azote présent dans les sols, dans l'eau ainsi que dans le matériel animal et végétal était restitué à l'atmosphère surtout par dénitrification, la conversion bactérienne de NO_3^- en N_2O et en N_2 par les microbes présents dans les sols et l'eau dans un milieu pauvre en oxygène (Galloway et al. 1995). L'ammoniac était également libéré par volatilisation (un processus qui permet aux molécules de passer de la phase liquide à la phase gazeuse) à partir de la végétation, des sols et des déchets d'origine animale, sous la forme d'un sous-produit de la décomposition, et par suite de la combustion de biomasse. Une quantité comparativement moindre d'azote était dégagée sous forme de NO, un produit secondaire de la nitrification (transformation bactérienne de NH_4^+ en NO_3^-).

Dans le présent contexte d'industrialisation et d'agriculture intensive, la fixation de l'azote et les taux d'émission de cet élément ont changé en comparaison de l'ère préindustrielle. À l'heure actuelle, trois activités humaines produisent de l'azote réactif (en plus de deux phénomènes naturels): la combustion de charbon, de produits pétroliers et de gaz naturel qui rejette du NO dans l'atmosphère; la production d'engrais qui fixe l'azote gazeux sous forme d'ammoniac; et la culture de légumineuses et d'autres végétaux qui entraîne une fixation biologique de l'azote au-delà des niveaux naturels. Du fait de ces activités, le taux mondial de fixation de l'azote a plus que doublé par rapport à l'ère préindustrielle (Galloway et al. 1995; Vitousek et al. 1997).

L'importance des composantes de la voie sol-végétation du cycle de l'azote a également changé depuis l'ère pré-agricole. Avant l'avènement de l'agriculture, la majeure partie de l'azote nécessaire à la croissance des plantes provenait de la décomposition de la matière organique du sol par des micro-organismes. À l'heure actuelle, les engrais chimiques et le fumier constituent une source importante d'azote pour les cultures et, dans certains cas, pour les forêts aménagées à des fins de production ligneuse. En plus d'accroître la fixation de l'azote, l'homme a libéré des réserves biologiques à long terme en drainant des milieux humides, provoquant ainsi l'oxydation de leurs sols organiques. Les activités humaines ont également redistribué l'azote entre les milieux terrestres et aquatiques et entre les écosystèmes par suite du rejet d'eaux usées municipales et industrielles ainsi que du ruissellement ou du lessivage des terres aménagées à des fins d'urbanisation, d'exploitation forestière ou agricoles. La croissance de la plupart des espèces végétales terrestres a augmenté en réaction à ce surcroît d'azote, de sorte que ces apports additionnels d'azote, combinés à sa redistribution, ont vraisemblablement fait augmenter la croissance à l'échelle mondiale et, par conséquent, la quantité de carbone organique stockée dans les écosystèmes terrestres de la planète (Vitousek et al. 1997). Cependant, certains écosystèmes forestiers suscitent toujours la controverse, car il n'est pas clair que les gains de productivité dus à l'augmentation des dépôts d'azote, combinés à un réchauffement du climat et à une augmentation des concentrations atmosphériques de CO_2, ont compensé les pertes de carbone imputables à l'exploitation forestière, au feu et à la mortalité causée par les insectes. Les apports additionnels d'azote dans les écosystèmes terrestres ont également gagné les eaux souterraines et superficielles, contribuant ainsi à la prolifération de plantes aquatiques (notamment dans certaines eaux côtières de la zone septentrionale tempérée) et à des dépassements des lignes directrices sur les nitrates et l'ammoniac destinées à protéger la flore et la faune aquatique (notamment près des sites où la gestion des eaux vannes ou des fumiers est déficiente.)

Smog urbain

L'ozone de la basse atmosphère ou ozone troposphérique est une composante clé du smog urbain et constitue un problème particulièrement préoccupant dans plusieurs grandes régions urbaines du Canada au printemps et en été. Les réactions chimiques à l'origine du smog sont certes complexes, mais la principale caractéristique de ce phénomène est la dissociation du dioxyde d'azote (NO_2) qui est principalement introduit dans l'air par les émissions des gaz d'échappement et des industrie qui libèrent un atome d'oxygène ($O^{\cdot}$) et de monoxyde d'azote (NO) en présence de rayonnement solaire. Cet atome d'oxygène se combine à une molécule d'oxygène (O_2) pour former l'ozone (figure 2.1). La production d'ozone ne peut dépasser la disponibilité du NO, à moins qu'il n'existe un autre moyen de régénération du NO_2. Les radicaux libres présents dans l'air contaminé par des hydrocarbures fournissent cet autre moyen. Ces radicaux libres se combinent avec le NO pour régénérer le NO_2, qui se dissocie ensuite pour former une quantité supplémentaire d'ozone. Pendant le jour, les concentrations d'ozone augmentent jusqu'à ce que le taux de destruction de l'ozone égale le taux de production photochimique de l'ozone. Pendant la nuit, le smog urbain se dissipe, car la dissociation de NO_2 ne se produit qu'en présence de lumière solaire.

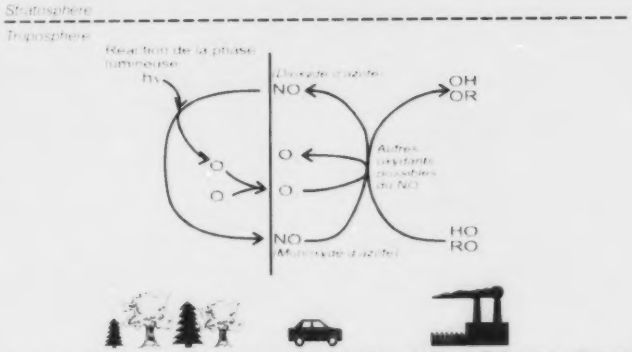


Figure 2.1. Le cycle NO_x-ozone (hν est un photon; HO_2 et RO_2 sont des radicaux libres).

L'ozone troposphérique provoque une inflammation des voies respiratoires qui peut persister jusqu'à 18 heures après la fin de l'exposition. Il peut aussi aggraver les problèmes cardiaques et pulmonaires existants et peut les asthmatiques encore plus sensibles aux allergènes.

Réchauffement dû à l'effet de serre

La vapeur d'eau, le dioxyde de carbone (CO_2), le méthane et l'oxyde nitreux (N_2O) régulent la température de la Terre en réduisant la vitesse à laquelle le rayonnement s'échappe vers l'espace. Sans cet effet de serre, la Terre aurait une température plus basse d'environ 33°C et serait inhospitalière. Depuis la révolution industrielle, les concentrations de gaz à effet de serre se sont élevées régulièrement, presque à coup sûr sous l'effet de l'activité humaine. Au Canada, les scientifiques prévoient que les températures moyennes annuelles s'élèveront de 5 à 10°C dans certaines régions au cours des 100 prochaines années. Ils prévoient également une augmentation de la fréquence des phénomènes météorologiques exceptionnels.

L'oxyde nitreux (N_2O) est un puissant gaz à effet de serre dont le potentiel de réchauffement centennal est environ 310 fois plus élevé que celui du CO_2. Les engrais, la combustion de la biomasse et de combustibles fossiles et les activités industrielles font augmenter ses concentrations atmosphériques. L'oxyde nitreux peut être détruit dans la stratosphère par photolyse ou par réaction avec des radicaux oxygénés où il catalyse la destruction de l'ozone stratosphérique. L'ozone de la haute atmosphère filtre les rayons ultraviolets solaires, et son amincissement entraîne une augmentation de l'intensité du rayonnement UV qui atteint la surface de la Terre.

Pluies acides

Les pluies acides résultent de la conversion de polluants comme le dioxyde de soufre (SO_2) et les NO_x (c.-à-d. le monoxyde d'azote (NO) et le dioxyde d'azote (NO_2)) en acide sulfurique et en acide nitrique dans l'atmosphère. Des formes diluées de ces acides retombent sur Terre sous forme de précipitations ou de dépôts gazeux ou particulaires acides. Une source importante de SO_2 et de NO_x est la combustion de combustibles fossiles par les véhicules automobiles, par les appareils de chauffage domestiques et commerciaux et par les chaudières et moteurs industriels. Une fois libérés dans l'atmosphère, ces polluants peuvent être transportés sur de grandes distances. Ainsi, plus de 50 % des retombées acides sur l'Est du Canada proviennent de sources situées aux États-Unis.

Les précipitations acides provoquent la disparition de maillons importants du réseau trophique dans les lacs, y compris de crustacés, de plancton, d'insectes et, en bout de ligne, de poissons. Cette acidification a aussi pour effet d'accroître la toxicité des métaux lourds (l'aluminium par exemple). Dans les écosystèmes forestiers, les pluies acides peuvent endommager la surface des feuilles et des aiguilles des arbres, réduire la résistance au froid des arbres et inhiber la germination des graines et la reproduction de la végétation. Toutefois, l'azote contenu dans les précipitations acides peut également stimuler la croissance des forêts (voir la section 4.1). En fin de compte, les modifications des propriétés chimiques du sol dues aux pluies acides peuvent entraîner une diminution des teneurs en éléments nutritifs du sol et se traduire par un ralentissement de la croissances et une augmentation du taux de mortalité des arbres.

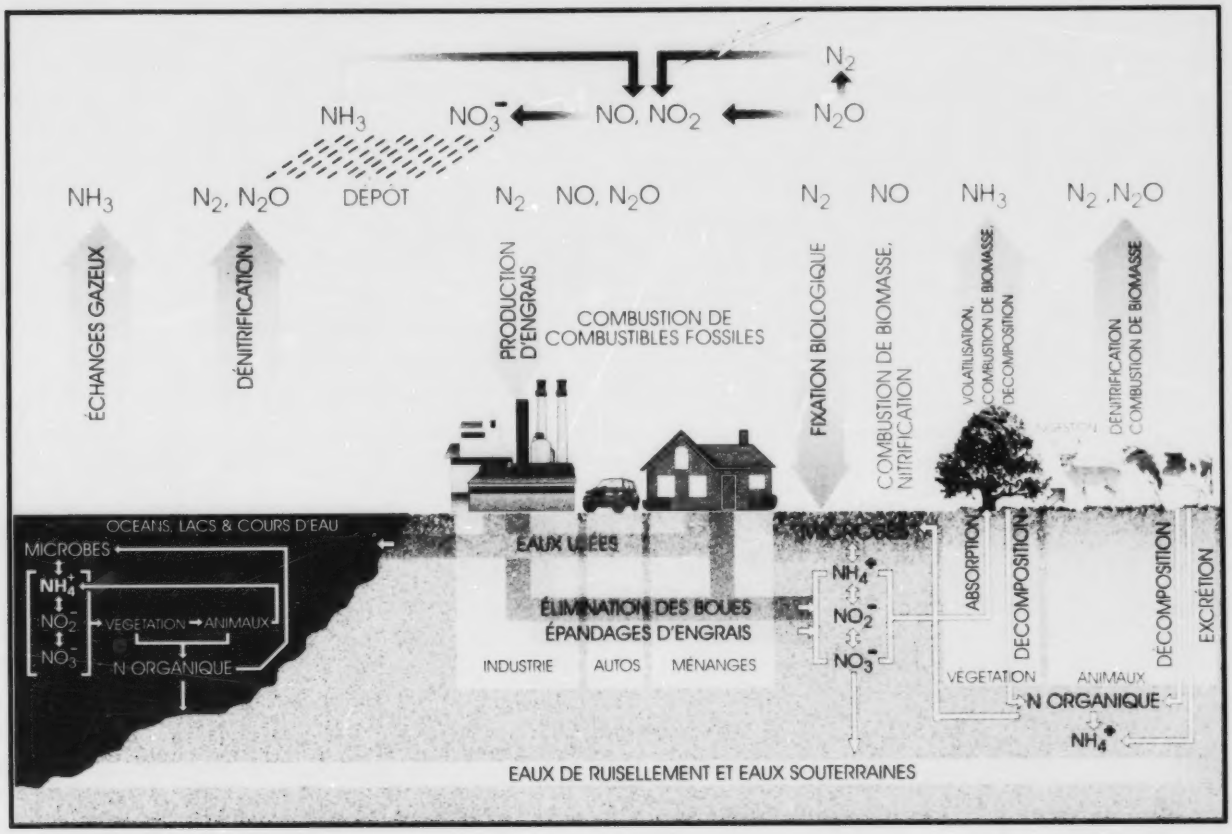


Figure 2.2. Le cycle de l'azote.

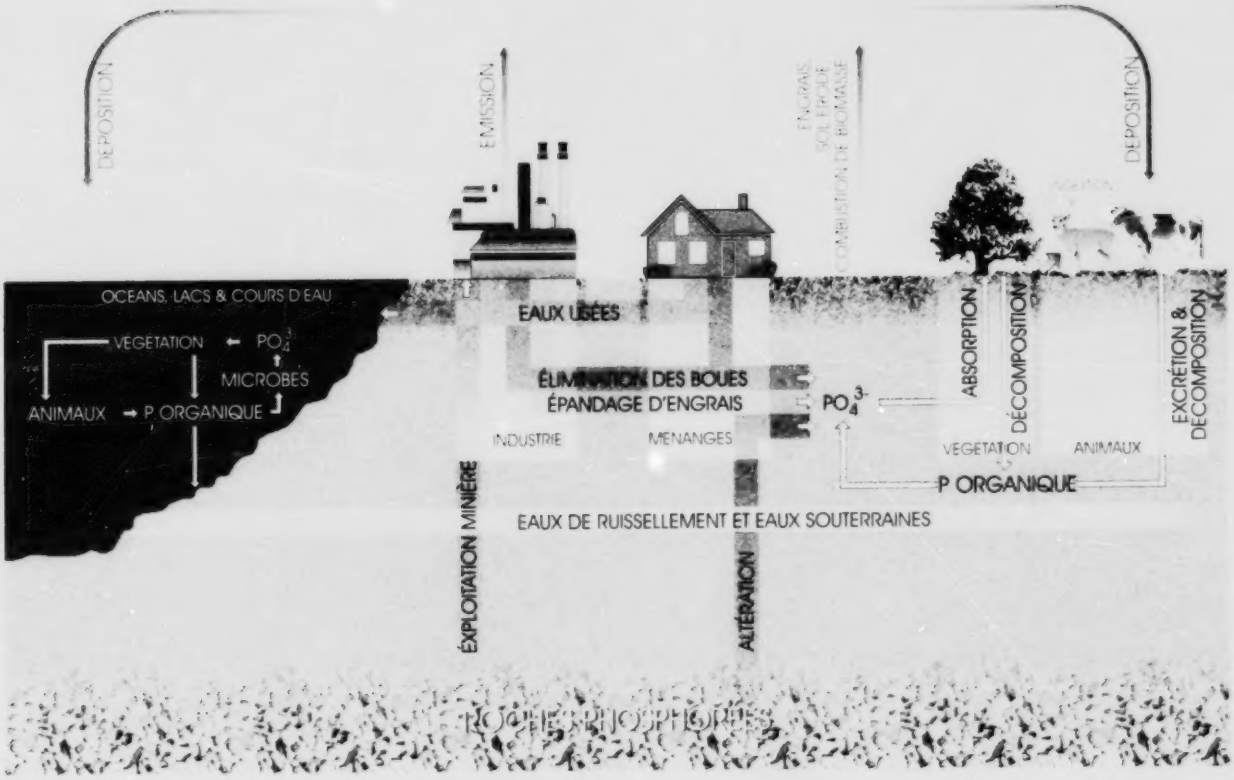


Figure 2.3 Le cycle du phosphore.

Par suite de l'augmentation de la fixation, de la libération et de la redistribution d'azote causée par l'activité humaine, la composition des gaz azotés dans l'atmosphère a changé et cette altération a contribué aux pluies acides, au smog urbain et au réchauffement de la planète. Les émissions d'ammoniac provenant des engrais, des champs fertilisés et des déchets d'élevage ainsi que de la combustion de biomasse sont devenues des sources atmosphériques majeures d'azote (Galloway et al. 1995). Les sols fertilisés et la combustion de la biomasse ont aussi entraîné une augmentation des émissions atmosphériques de NO et de N_2O. Ces émissions, combinées à celles du NO provenant de la combustion de combustibles fossiles, ont entraîné une élévation des concentrations atmosphériques d'oxydes d'azote. Le produit final de l'oxydation de NO est l'acide nitrique, une composante principale des dépôts acides (voir l'encadré intitulé « Le rôle de l'azote dans la pollution atmosphérique »). De plus, des concentrations plus élevées de monoxyde d'azote et de dioxyde d'azote réagissent avec l'oxygène et les radicaux libres des hydrocarbures pour produire de l'ozone troposphérique, un phénomène responsable du smog urbain. Enfin, des concentrations plus élevées d'oxyde nitreux contribuent au réchauffement de la planète, car elles absorbent le rayonnement infrarouge.

2.2. Cycle du phosphore

Contrairement à l'azote, le phosphore ne se retrouve pas à l'état libre dans la nature (c.-à-d. sous forme de P_4). Également à l'inverse de l'azote, dont le principal réservoir est l'atmosphère, le phosphore est principalement stocké dans des roches (l'apatite par exemple). La totalité du phosphore présent dans l'atmosphère provient de sources terrestres (p. ex., de l'érosion, de la dérive des engrais, des émissions industrielles, etc.). Enfin, à la différence de l'azote, le phosphore n'existe dans l'environnement que sous une seule forme réactive, l'orthophosphate (PO_4^{3-}).

Avant l'industrialisation et l'agriculture intensive, les ions orthophosphatés (PO_4^{3-}) produits par l'altération du matériau parental étaient la seule source de phosphore dans le sol (figure 2.3). Le phosphore est surtout absorbé de la solution de sol par les systèmes racinaires des plantes ou d'autres cellules. Les animaux broutent la végétation et excrètent dans leur urine et leur fèces le phosphore excédentaire sous forme de sels de phosphore. Le phosphore est ensuite directement absorbé ou minéralisé grâce à l'activité d'un large éventail de bactéries et de champignons qui le transforment en ions phosphatés (Ricklefs 1990). La décomposition de la matière organique restitue également du phosphore inorganique au sol. Le phosphate est extrêmement réactif et se lie à de nombreux cations (p. ex., le fer, l'aluminium et le calcium) pour former des composés à peu près insolubles. De ce fait, les phosphates sont stockés sous des formes peu labiles dans les écosystèmes terrestres et aquatiques.

En cette ère d'industrialisation et d'agriculture intensive, l'exploitation minière des roches phosphorées à des fins de production d'engrais a fait augmenter l'apport de phosphore dans les sols. Ces engrais sont épandus dans des endroits où les teneurs en phosphore sont naturellement faibles, à des doses largement supérieures à celles nécessaires à l'altération de la roche mère. De plus, des sources municipales et industrielles font augmenter la teneur en phosphore de l'eau (rejet d'eaux usées), de l'air (émissions des cheminées) et du sol (décharges, épandages de boues). Les eaux de ruissellement des terres aménagées à des fins d'exploitation forestière ou agricole constituent aussi une source importante de phosphore pour la végétation aquatique. Par conséquent, le phosphore est réparti sur l'ensemble de la planète sous forme de roches phosphorées, d'engrais, d'aliments pour le bétail et de produits agricoles ainsi que sous forme d'émissions résiduelles rejetées dans l'eau et dans

Formes de phosphore

On trouve le phosphore à l'état naturel comme phosphates inorganiques et intégré à des composés organiques. La détermination des diverses formes de phosphore procède d'analyses, mais les groupes analytiques ont été retenue afin qu'elle puisse servir à des fins d'interprétation.

Le phosphore total (PT) est une mesure de toutes les formes de phosphore dans un échantillon d'eau, de sol ou d'air (figure 2.4). L'analyse du PT exige une digestion à très haute température (afin de libérer le phosphore de la matière organique) suivie d'une analyse colorimétrique pour déterminer la teneur en orthophosphate (« colorimétrie »).

On mesure habituellement le PT des échantillons d'eau ainsi que deux formes de phosphore dissous, soit le phosphore dissous total (PDT) et le phosphore réactif soluble (PRS). Les formes de phosphore dissous restent dans le filtrat obtenu après le passage d'un échantillon d'eau dans une membrane à maille de 0.45 µm (figure 2.4). L'analyse du PDT exige une digestion à très haute température du filtrat, suivie d'une analyse colorimétrique, tandis que le PRS n'est déterminé qu'à l'aide d'une analyse colorimétrique.

Dans les sols, le phosphore est lié à la surface des particules. On évalue sa biodisponibilité pour la végétation à l'aide de diverses méthodes d'extraction plus ou moins intenses.

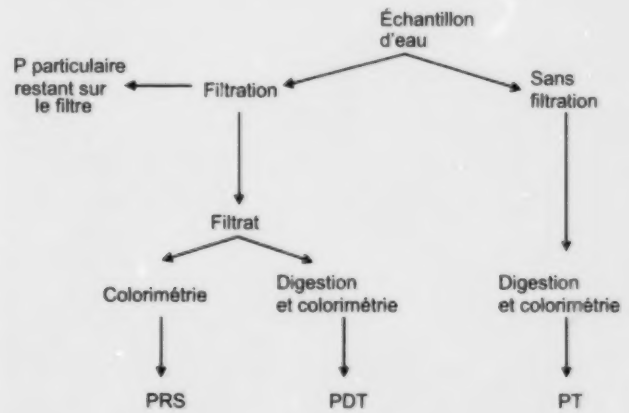


Figure 2.4. Formes de phosphore analytique dans l'environnement aquatique.

l'atmosphère. La croissance de la végétation de la plupart des écosystèmes d'eau douce étant limitée par une carence en phosphore, l'apport de phosphore, quoique sous forme diluée, peut entraîner des augmentations importantes de la productivité des lacs et des cours d'eau.

2.3. Conclusions

L'activité humaine a fait augmenter les apports des formes biodisponibles d'azote et de phosphore. Dans le cas de l'azote, l'azote atmosphérique est transformé en élément fertilisant des produits cultivés dans les champs qui sont ensuite transportés vers les zones urbaines. Les eaux usées des villes, dont la teneur en azote est élevée, sont rejetées dans les eaux de surface, car elles peuvent être trop contaminées ou trop coûteuses (en raison de leur transport sur de grandes distances) à épandre sur des terres agricoles. La combustion de combustibles fossiles (par les industries, les automobiles et à des fins de chauffage des habitations) accroît la production d'oxyde d'azote, car les températures

Formes de phosphore

On trouve le phosphore à l'état naturel comme phosphates inorganiques et intégré à des composés organiques. La détermination des diverses formes de phosphore procède d'analyses, mais les groupes analytiques ont été retenue afin qu'elle puisse servir à des fins d'interprétation.

Le phosphore total (PT) est une mesure de toutes les formes de phosphore dans un échantillon d'eau, de sol ou d'air (figure 2.4). L'analyse du PT exige une digestion à très haute température (afin de libérer le phosphore de la matière organique) suivie d'une analyse colorimétrique pour déterminer la teneur en orthophosphate (« colorimétrie »).

On mesure habituellement le PT des échantillons d'eau ainsi que deux formes de phosphore dissous, soit le phosphore dissous total (PDT) et le phosphore réactif soluble (PRS). Les formes de phosphore dissous restent dans le filtrat obtenu après le passage d'un échantillon d'eau dans une membrane à maille de 0.45 µm (figure 2.4). L'analyse du PDT exige une digestion à très haute température du filtrat, suivie d'une analyse colorimétrique, tandis que le PRS n'est déterminé qu'à l'aide d'une analyse colorimétrique.

Dans les sols, le phosphore est lié à la surface des particules. On évalue sa biodisponibilité pour la végétation à l'aide de diverses méthodes d'extraction plus ou moins intenses.

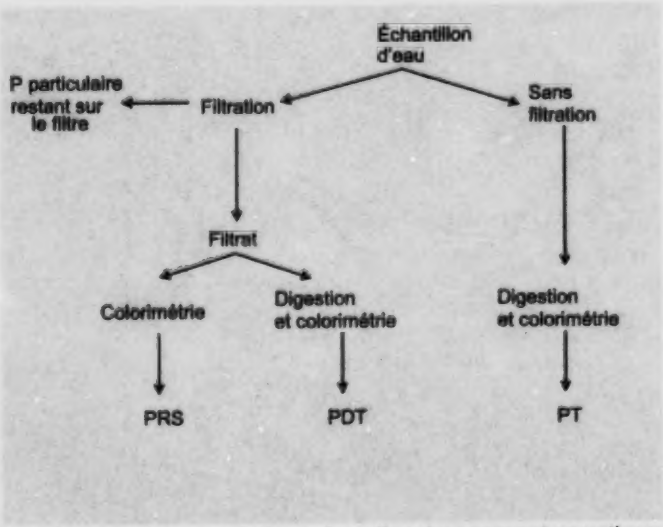


Figure 2.4. Formes de phosphore analytique dans l'environnement aquatique.

l'atmosphère. La croissance de la végétation de la plupart des écosystèmes d'eau douce étant limitée par une carence en phosphore, l'apport de phosphore, quoique sous forme diluée, peut entraîner des augmentations importantes de la productivité des lacs et des cours d'eau.

2.3. Conclusions

L'activité humaine a fait augmenter les apports des formes biodisponibles d'azote et de phosphore. Dans le cas de l'azote, l'azote atmosphérique est transformé en élément fertilisant des produits cultivés dans les champs qui sont ensuite transportés vers les zones urbaines. Les eaux usées des villes, dont la teneur en azote est élevée, sont rejetées dans les eaux de surface, car elles peuvent être trop contaminées ou trop coûteuses (en raison de leur transport sur de grandes distances) à épandre sur des terres agricoles. La combustion de combustibles fossiles (par les industries, les automobiles et à des fins de chauffage des habitations) accroît la production d'oxyde d'azote, car les températures

élevées auxquelles elle est associée provoquent la combinaison de l'azote atmosphérique à l'oxygène de l'air. Par conséquent, la quantité d'azote disponible a plus que doublé depuis les années 1940, les activités humaines contribuant pour 210 millions de tonnes par année à l'approvisionnement mondial en azote comparativement à seulement 140 millions de tonnes produites chaque année avant l'ère industrielle (Vitousek et al. 1997). Les altérations anthropiques du cycle de l'azote ont fait augmenter les concentrations mondiales de N_2O, un puissant gaz à effet de serre, ainsi que celles des oxydes d'azote à l'origine de la formation du smog photochimique dans de vastes régions de la Terre, les sources d'azote pour la végétation, le transfert d'azote dans les écosystèmes d'eau douce et côtiers et l'acidité des eaux de surface en raison de l'apport de nitrates (Vitousek et al. 1997).

Le cycle du phosphore a subi des changements similaires. L'exploitation minière de quelque 17 millions de tonnes de phosphore chaque année éclipse maintenant l'altération des roches phosphorées qui était autrefois la source de phosphore. Les engrais de synthèse sont transportés loin du lieu d'extraction et épandus dans des champs. Les produits agricoles sont à leur tour transportés sous forme d'aliments vers des régions spécialisées dans l'élevage et vers des zones urbaines. Les eaux usées des villes sont rejetées dans les eaux de surface, car elles peuvent être trop contaminées ou trop coûteuses à épandre sur des terres agricoles. Les conséquences environnementales des altérations anthropiques du cycle de l'azote et du phosphore sont graves et de longue durée.

3.0 Sources anthropiques d'azote et de phosphore

Faits saillants

- En 1996, 73% des Canadiens étaient raccordés à un réseau d'égouts municipal, tandis que 25% rejetaient leurs eaux usées dans une fosse septique. Les 2% restants utilisaient vraisemblablement une lagune.
- Les déchets humains sont la principale source d'azote et de phosphore dans les eaux usées qui sont acheminées aux installations municipales de traitement des eaux usées.
- En 1996, au moins 94% des eaux usées qui aboutissent dans les égouts font l'objet au moins d'un traitement primaire. Dans la portion intérieure du pays (de l'Alberta à l'Ontario), la majorité des eaux usées recueillies sont soumises à un traitement secondaire ou plus poussé. Les Canadiens vivant en régions côtières rejettent souvent leurs eaux usées à l'état brut.
- Au Canada, la charge de phosphore provenant des installations municipales de traitement des eaux usées a diminué de 37% entre 1983 et 1996. En revanche, les charges d'azote ont augmenté de 17% durant cette même période.
- La production agricole a doublé au cours des 50 dernières années. Cette augmentation a été rendue possible par l'introduction de cultivars améliorés, l'amélioration des pratiques de gestion des cultures, l'utilisation de pesticides et l'épandage de quantités accrues de fumier et d'engrais.
- Les engrais, le fumier et l'azote fixé par les légumineuses sont les principales sources d'éléments nutritifs dans les terres cultivées. En 1996, au Canada, l'application d'engrais se faisait typiquement à des doses de 60 à 86 kg d'azote/ha et de 10 à 33 kg de phosphore/ha, et les épandages de fumier, à des doses de 114 à 301 kg d'azote/ha ou de 38 à 184 kg de phosphore/ha.
- Au Canada, la contribution des activités agricoles à la charge d'ammoniac atmosphérique s'établit à environ 91%. Le ruissellement et le lessivage agricoles sont également des sources d'éléments nutritifs dans les eaux de surface et les eaux souterraines.
- La majeure partie des quelque 204 tonnes de phosphore et 956 tonnes d'azote qui sont rejetées annuellement dans les eaux intérieures du Canada par les exploitations aquacoles provient de la décomposition de la nourriture excédentaire et du rejet de déchets métaboliques par les poissons.
- Les retombées atmosphériques représentent un apport annuel moyen d'azote inorganique dissous de 3,4 kg/ha à l'est de la frontière Manitoba-Ontario et de 0,8 kg/ha à l'ouest de cette même frontière. Les dépôts secs et humides de phosphore varient entre 0,01 et 0,7 kg/ha/an à l'échelle du Canada.

L'introduction d'azote et de phosphore dans l'environnement résulte de processus naturels et anthropiques (voir le chapitre 2). Le plus important réservoir d'azote exploité par les humains est l'azote gazeux atmosphérique (N_2). L'azote gazeux atmosphérique est à la base de la plupart des composés azotés manufacturés. Les engrais constituent le principal produit azoté manufacturé. L'ammoniac est également utilisé à titre d'élément nutritif dans divers processus de fermentation des aliments et des boissons, ainsi que pour la production de fibres synthétiques (p. ex. nylon) (Kettrup et

Hüppe 1988). Les dérivés de l'hydrazine (N_2H_4) sont utilisés comme agents chimiothérapeutiques, en particulier pour le traitement de la lèpre et de la tuberculose. Enfin, certains composés à base de nitrate et de nitrite entrent dans la fabrication d'explosifs commerciaux, de colorants azoïques et d'agents pharmaceutiques.

Les composés phosphorés industriels sont fabriqués à partir de phosphate de calcium minéral qui a été transformé en acide phosphorique soit par fusion, soit par traitement à l'acide. À l'heure actuelle, environ 80 à 85% de la production mondiale de phosphate est affectée à la fabrication d'engrais. Le deuxième plus grand utilisateur de phosphate est l'industrie des détergents. Avant les années 1950, la plupart des détergents étaient des savons composés essentiellement de graisses animales et de soude (hydroxyde de sodium). En 1947, les premiers détergents synthétiques ont fait leur apparition sur le marché, et ils ont rapidement été acceptés par les consommateurs en raison de leurs propriétés nettoyantes accrues. Ces nouvelles formulations contenaient du tripolyphosphate de sodium, adjuvant qui adoucissait l'eau et optimisait l'efficacité de nettoyage des autres ingrédients actifs. Le tripolyphosphate de phosphate est demeuré pratiquement le seul adjuvant utilisé dans les détergents à lessive jusqu'à la fin des années 1980. Toutefois, à cause de ses effets néfastes sur la qualité de l'eau, cet ingrédient a été remplacé au cours des dernières années par d'autres adjuvants, même si ces derniers, du fait de leur efficacité moindre, nécessitent l'ajout d'autres produits chimiques (CEEP 1998).

En raison de sa valeur nutritive, le phosphate entre également dans la fabrication de suppléments alimentaires pour animaux. Les phosphates de consommation humaine sont utilisés pour la fabrication de produits alimentaires tels que les produits laitiers, les produits carnés et les produits de boulangerie, de même que les boissons gazeuses. Ainsi, les composés phosphatés sont employés comme levain dans les produits de boulangerie et comme agents de polissage dans les dentifrices. Enfin, les phosphates sont utilisés industriellement pour la fabrication de produits retardants et le traitement anticorrosif des surfaces métalliques (phosphatation), et comme bain pour le polissage électrolytique des produits en acier inoxydable (Kettrup et Hüppe 1988).

En bref, l'azote et le phosphore font intimement partie de notre vie de tous les jours. Grâce aux engrais azotés et phosphorés, nous sommes en mesure de satisfaire une bonne part de la demande alimentaire mondiale. L'azote et le phosphore sont présents dans bon nombre des produits que nous utilisons couramment ou qui entrent dans leur fabrication. En outre, l'azote et le phosphore jouent un rôle crucial dans la croissance et le métabolisme de tous les animaux, dont les humains. Chez les humains, le phosphore représente 1,1 à 1,2 g/kg de poids corporel, la plus forte proportion (85%) étant concentrée dans les os et les dents. L'azote est la constituante de base des acides aminés, unités structurales des protéines et de l'ADN et, de ce fait, intervenants prépondérants dans la régulation de diverses réactions physiologiques essentielles (West et al. 1966). Malheureusement, la transformation de l'azote et du phosphore provenant des réservoirs naturels en produits à usage domestique et industriel et en aliments destinés à la consommation humaine et animale entraîne une perte non souhaitable d'éléments nutritifs dans l'environnement. Comme la transformation de l'azote et du phosphore par des procédés biologiques et industriels n'est pas entièrement efficiente, des éléments nutritifs sont perdus à chaque étape.

Le présent chapitre a pour objet de répertorier et de quantifier les sources anthropiques d'azote et de phosphore dans l'environnement au Canada. Les principales sources anthropiques sont les pertes

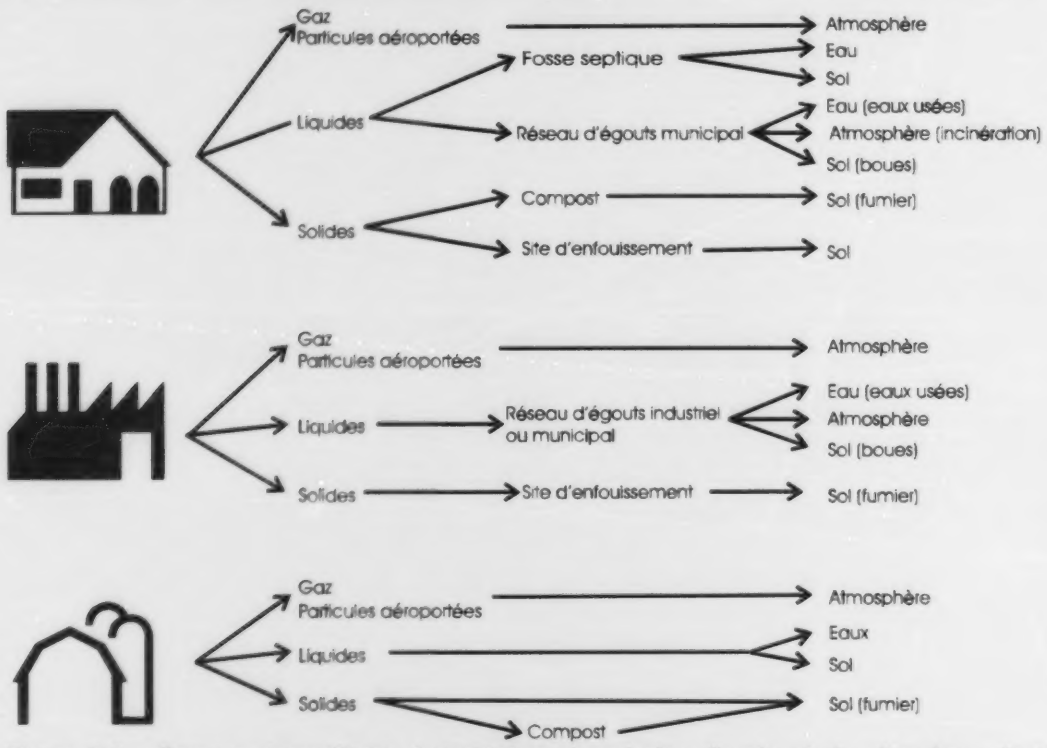


Figure 3.1. Sources domestiques, industrielles et agricoles d'azote et de phosphore dans l'environnement.

associées aux secteurs municipal, industriel et agricole. Pour ces trois secteurs, les rejets d'éléments nutritifs peuvent se faire sous forme de gaz ou de particules aéroportées dans l'atmosphère, d'eaux usées et d'eaux de ruissellement dans les eaux de surface ou les eaux souterraines (dans le cas d'activités terrestres telles que l'agriculture et l'exploitation forestière) ou de déchets solides dans les sols (figure 3.1). Dans ce chapitre, nous passons en revue les rejets d'éléments nutritifs d'origine municipale, industrielle, agricole, aquacole et forestière dans les eaux de surface et les eaux souterraines, l'atmosphère et les sols.

3.1 Déchets municipaux

Les déchets municipaux englobent les déchets liquides, également connus sous le nom d'eaux usées ou eaux d'égout, et les déchets solides produits par les ménages et les entreprises commerciales.

Les eaux usées municipales sont un mélange complexe de solides en suspension, de microorganismes, de débris et de divers produits chimiques à usage domestique et industriel (Environnement Nouveau-Brunswick 1982; Birtwell et al. 1983; MEO 1988). Presque tous les ménages, les immeubles de bureaux et les petites et moyennes entreprises rejettent leurs eaux usées dans un réseau d'égouts municipal. Les grandes industries (fabriques de pâtes, exploitations minières, grandes usines de fabrication, etc.) traitent et rejettent souvent leurs eaux usées indépendamment. Les rejets effectués par les industries détenant un permis d'exploitation provincial sont présentés à la section 3.2.

Le transport des eaux usées municipales provenant des ménages, des entreprises et des emprises de

route est assuré par un réseau d'égouts complexe. Les réseaux d'égouts se présentent sous deux formes:

Types de traitement des eaux usées

Type de traitement	Description
Primaire	Tri mécanique et sédimentation des eaux usées destinés à réduire la demande biologique en oxygène (DBO) influente de 20 à 30% et le total des solides en suspension (TSS) d'environ 60%.
Secondaire	Aération mécanique des eaux usées visant à stimuler la dégradation biologique de la matière organique soluble, suivie d'une sédimentation des solides destinée à réduire la DBO influente et le TSS de 80 à 95%.
Tertiaire	Traitement additionnel par filtration sur sable ou lagunage après le traitement secondaire visant à réduire encore davantage le TSS et la DBO.
Lagunes/ Étangs de stabilisation des eaux usées	Traitement biologique des eaux usées dans un ou plusieurs bassins relativement peu profonds. Couramment utilisé dans les petites communautés, ce procédé produit des effluents d'une qualité comparable à celle obtenue avec le traitement secondaire.
Élimination du phosphore	Procédé de réduction des concentrations de phosphore total par l'ajout une solution de fer ou d'aluminium (p. ex. alun). L'élimination du phosphore total peut être réalisée à n'importe quelle étape du traitement des eaux usées.

Définitions d'après MEEO 1993.

- réseaux séparés comprenant d'une part les égouts sanitaires, qui acheminent les eaux usées brutes des ménages et des entreprises aux installations de traitement des eaux usées, et d'autre part, les égouts pluviaux, ensemble de conduites et de fossés recueillant les eaux pluviales s'écoulant à la surface des rues, des terrains de stationnement et des toits pour les rejeter dans les cours d'eau, les lacs ou les eaux côtières;
- réseaux unitaires (ou mixtes) assurant le transport des eaux usées brutes et, dans certains cas, des eaux pluviales vers les installations de traitement des eaux usées durant les périodes de faibles précipitations, mais rejetant les surplus d'eaux usées et d'eaux pluviales non traitées dans les eaux réceptrices durant les périodes de fortes précipitations ou au moment de la fonte des neiges, c'est-à-dire lorsque leur capacité nominale est dépassée.

Les villes possèdent soit des réseaux distincts (égouts pluviaux et égouts sanitaires), soit un réseau unitaire. Dans les régions rurales, la construction d'un réseau d'égouts n'est pas justifiée ou est économiquement impensable en raison de la faible densité des populations. Les ménages des régions rurales rejettent habituellement leurs déchets dans des fosses septiques ou des réservoirs de rétention.

Effluents des installations municipales de traitement des eaux usées

En 1992, on comptait environ 2 800 installations municipales de traitement des eaux usées (IMTEU) au Canada. Le pourcentage de Canadiens ayant accès à un service de traitement des eaux usées a augmenté au cours des dernières années. Des sondages effectués par Environnement Canada ont révélé que 73% des Canadiens étaient raccordés à un réseau d'égouts municipal en 1996 (Environnement Canada 1996a). Les 27% restants (8 millions d'habitants) vivaient dans des villages de moins de 1 000 habitants ou dans des régions rurales, et la majorité d'entre eux rejetaient leurs eaux usées dans des fosses septiques (25%) ou des lagunes (2%). Parmi les Canadiens raccordés à un réseau d'égouts municipal, 94% (20,7 millions d'habitants) avaient accès à un service de traitement des eaux usées (primaire ou plus poussé) en 1996, comparativement à 85% (17,4 millions d'habitants) en 1991 (figure 3.2). Les autres Canadiens (6% de la population, soit 1,3 million d'habitants) étaient desservis par des ouvrages de collecte des eaux usées non raccordés à une installation de traitement

route est assuré par un réseau d'égouts complexe. Les réseaux d'égouts se présentent sous deux formes:

- réseaux séparés comprenant d'une part les égouts sanitaires, qui acheminent les eaux usées brutes des ménages et des entreprises aux installations de traitement des eaux usées, et d'autre part, les égouts pluviaux, ensemble de conduites et de fossés recueillant les eaux pluviales s'écoulant à la surface des rues, des terrains de stationnement et des toits pour les rejeter dans les cours d'eau, les lacs ou les eaux côtières;
- réseaux unitaires (ou mixtes) assurant le transport des eaux usées brutes et, dans certains cas, des eaux pluviales vers les installations de traitement des eaux usées durant les périodes de faibles précipitations, mais rejetant les surplus d'eaux usées et d'eaux pluviales non traitées dans les eaux réceptrices durant les périodes de fortes précipitations ou au moment de la fonte des neiges, c'est-à-dire lorsque leur capacité nominale est dépassée.

Types de traitement des eaux usées

Type de traitement	Description
Primaire	Tri mécanique et sédimentation des eaux usées destinés à réduire la demande biologique en oxygène (DBO) influente de 20 à 30% et le total des solides en suspension (TSS) d'environ 60%.
Secondaire	Aération mécanique des eaux usées visant à stimuler la dégradation biologique de la matière organique soluble, suivie d'une sédimentation des solides destinée à réduire la DBO influente et le TSS de 80 à 95%.
Tertiaire	Traitement additionnel par filtration sur sable ou lagunage après le traitement secondaire visant à réduire encore davantage le TSS et la DBO.
Lagunes/ Étangs de stabilisation des eaux usées	Traitement biologique des eaux usées dans un ou plusieurs bassins relativement peu profonds. Couramment utilisé dans les petites communautés, ce procédé produit des effluents d'une qualité comparable à celle obtenue avec le traitement secondaire.
Élimination du phosphore	Procédé de réduction des concentrations de phosphore total par l'ajout une solution de fer ou d'aluminium (p. ex. alun). L'élimination du phosphore total peut être réalisée à n'importe quelle étape du traitement des eaux usées.

Définitions d'après MEEO 1993.

Les villes possèdent soit des réseaux distincts (égouts pluviaux et égouts sanitaires), soit un réseau unitaire. Dans les régions rurales, la construction d'un réseau d'égouts n'est pas justifiée ou est économiquement impensable en raison de la faible densité des populations. Les ménages des régions rurales rejettent habituellement leurs déchets dans des fosses septiques ou des réservoirs de rétention.

Effluents des installations municipales de traitement des eaux usées

En 1992, on comptait environ 2 800 installations municipales de traitement des eaux usées (IMTEU) au Canada. Le pourcentage de Canadiens ayant accès à un service de traitement des eaux usées a augmenté au cours des dernières années. Des sondages effectués par Environnement Canada ont révélé que 73% des Canadiens étaient raccordés à un réseau d'égouts municipal en 1996 (Environnement Canada 1996a). Les 27% restants (8 millions d'habitants) vivaient dans des villages de moins de 1 000 habitants ou dans des régions rurales, et la majorité d'entre eux rejetaient leurs eaux usées dans des fosses septiques (25%) ou des lagunes (2%). Parmi les Canadiens raccordés à un réseau d'égouts municipal, 94% (20,7 millions d'habitants) avaient accès à un service de traitement des eaux usées (primaire ou plus poussé) en 1996, comparativement à 85% (17,4 millions d'habitants) en 1991 (figure 3.2). Les autres Canadiens (6% de la population, soit 1,3 million d'habitants) étaient desservis par des ouvrages de collecte des eaux usées non raccordés à une installation de traitement

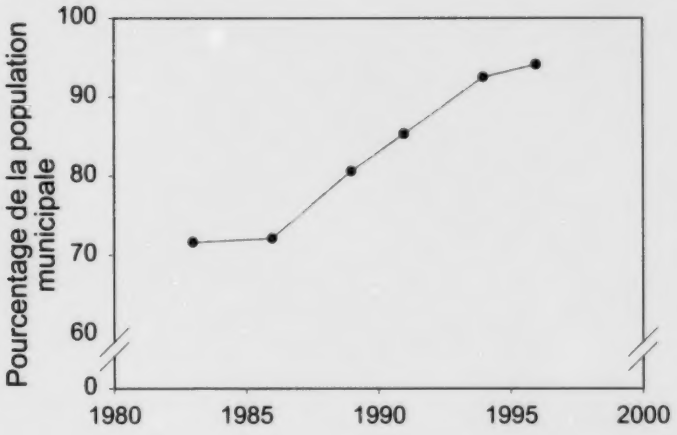


Figure 3.2. Proportion de la population canadienne ayant accès à un service municipal de traitement des eaux usées, 1983-1996. Les données s'appliquent aux localités de plus de 1 000 habitants desservis par un réseau d'égout (Environnement Canada 1996a).

rejetant directement les eaux usées brutes dans les lacs, les cours d'eau ou les eaux côtières (Environnement Canada 1996a).

La qualité du traitement des eaux usées s'accroît au Canada à mesure que les municipalités modernisent leurs installations. En 1996, 38% de la population municipale avait accès à un service de traitement tertiaire (essentiellement une élimination accrue du phosphore), comparativement à 36% en 1991 (figure 3.3). Le pourcentage de la population municipale ayant accès à des services de traitement secondaire (incluant les procédés mécaniques comme l'activation des boues ou les lits bactériens et les procédés non mécaniques comme le lagunage) a grimpé de 29% en 1991 à 34% en 1996. Dans le cas du traitement primaire, ce pourcentage est passé de 20% à 22%. Une bonne part des progrès ont été enregistrés au Québec, où le pourcentage de la population ayant accès au traitement des eaux usées est passé de 2 à 75% entre 1980 et 1991 (MEFQ 1995).

Le niveau de traitement des eaux usées varie considérablement d'une région à l'autre au Canada (figure 3.3). La majeure partie de la population de la Colombie-Britannique a accès à un service de traitement primaire. Cette évaluation est cependant exagérée, car les installations de traitement des eaux usées de Victoria n'assurent qu'un dégrillage des eaux usées à travers des mailles de 6 mm, sans sédimentation. Quant aux traitements secondaire et tertiaire, les gains enregistrés dans la province au cours des cinq dernières années sont très faibles. Dans les provinces des Prairies, la majeure partie de la population a accès à un service de traitement secondaire ou tertiaire La population ontarienne est en grande partie desservie par des installations de traitement tertiaire, et des gains substantiels à ce chapitre ont été réalisés depuis 1983 par suite de la mise en œuvre de programmes d'assainissement des Grands Lacs. Au Québec, la majoritée de la population a accès à des services de traitement primaire ou secondaire, et bon nombre des progrès ont été accomplis au cours des dix dernières années. Dans les provinces atlantiques, plus de la moitié de la population est raccordée à un réseau d'égouts rejetant directement les eaux usées à l'état brut dans les eaux estuariennes ou côtières.

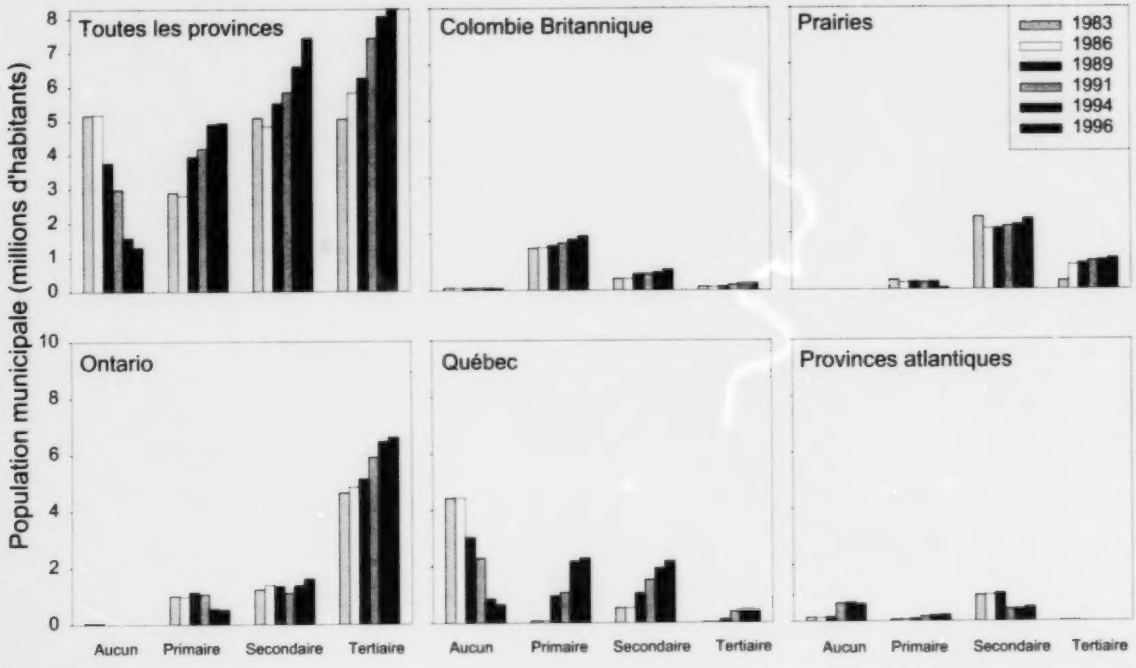


Figure 3.3. Nombre de Canadiens dans chaque région du Canada, à l'exclusion des territoires, ayant accès à un service de traitement des eaux usées, 1983-1996. Les données se rattachent aux communautés de plus de 1 000 habitants raccordées à un réseau d'égout (Environnement Canada 1996a). Les données des territoires ont été omises, les faibles effectifs n'étant pas discernables à cette échelle. Les communautés utilisant des lagunes ou des services de traitement secondaire ont été regroupées, les lagunes produisant des effluents d'une qualité comparable à celle obtenue avec le traitement secondaire.

Les types de services offerts dans le passé et actuellement par les grandes villes reflètent bien la diversité des traitements des eaux usées appliqués dans les diverses régions du Canada (figure 3.4). Les étangs de stabilisation des eaux usées (lagunes) assurent le traitement des eaux usées des populations relativement petites comme celles de Whitehorse et Yellowknife. Les deux principales villes canadiennes de la côte du Pacifique, Vancouver et Victoria, ont longtemps rejeté leurs eaux usées sans les traiter au préalable. Victoria a introduit un procédé de dégrillage en 1989 afin d'extraire des eaux usées les matières résiduaires flottantes de grande taille comme les grumes et les objets en plastique. Vancouver s'est doté d'installations de traitement primaire en 1961 et a modernisé deux de ses trois IMTEU pour le traitement secondaire en 1998. Toutes les grandes villes des Prairies (Edmonton, Calgary, Saskatoon, Regina et Winnipeg) offrent de façon minimale des services de traitement secondaire, et Regina, Saskatoon et Calgary utilisent en plus un procédé d'élimination accrue du phosphore. En Ontario, Toronto et Ottawa soumettent leurs eaux usées à un traitement secondaire et à un procédé d'élimination accrue du phosphore, et London dispose d'installations de traitement tertiaire. Au Québec, les eaux usées font l'objet d'un traitement primaire et d'une élimination accrue du phosphore à Montréal, et d'un traitement secondaire à Québec. Dans les provinces atlantiques, de nombreuses villes rejettent directement leurs eaux usées dans l'océan (p. ex. St. John's, Halifax, Charlottetown) et n'offrent aucun service de traitement ou seulement des services de traitement primaire. Fredericton possède des installations de traitement secondaire, tandis que Saint John soumet seulement la moitié de ses eaux usées à un traitement secondaire, rejetant l'autre

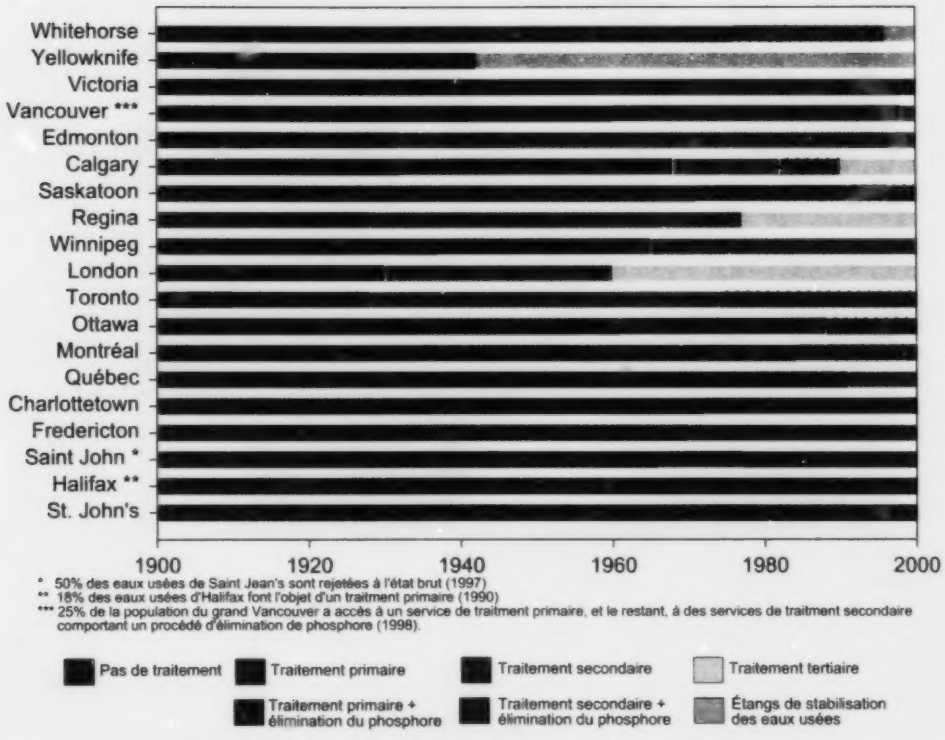


Figure 3.4. Évolution des installations de traitement des eaux usées dans les grandes villes canadiennes de 1900 à 2000. Les dates correspondent au début des améliorations apportées aux installations de traitement et non au moment de l'application intégrale des nouveaux traitements. Les données ont été obtenues au terme de consultations auprès des services techniques ou des services publics des villes concernées.

moitié sans traitement préalable.

Eaux usées

En 1991, environ 4 300 millions de mètres cubes d'eaux usées municipales ont été rejetés dans les lacs, les cours d'eau et les eaux côtières du Canada (Statistique Canada 1994). Même si toutes les IMTEU ne mesurent pas la composition de leurs effluents, les charges d'éléments nutritifs peuvent être estimées à partir des données disponibles sur la charge moyenne d'éléments nutritifs par habitant pour les divers niveaux de traitement. Nous nous sommes fondés sur les données d'une étude approfondie des rejets d'eaux usées municipales par type de traitement réalisée en Ontario en 1991 pour calculer une charge influente moyenne de phosphore total de 3,38 g/habitant/jour ainsi que la charge effluente moyenne de phosphore total et le rendement d'élimination de chaque niveau de traitement (tableau 3.1). La charge de phosphore total des IMTEU est égale au produit de la charge influente de phosphore (3,38 g/habitant/jour) par le nombre d'habitants desservis par chaque niveau de traitement (figure 3.3) et le rendement d'élimination de chaque type de traitement (tableau 3.1). Les charges d'azote n'ont pas été évaluées dans le cadre de l'étude précitée. Nous avons donc utilisé une valeur de charge influente de 10 g d'azote total/habitant/jour en nous fondant sur l'estimation de 12 g/habitant/jour (soit l'équivalent par habitant d'un volume de 350 L d'eaux usées renfermant 35 mg d'azote total/L acheminé quotidiennement vers l'IMTEU) proposée par Tchobanoglous et Burton (1991) et en réduisant cette estimation de 10% en considération des pertes subies lors du traitement

Tableau 3.1. Charge de phosphore total dans l'effluent final et rendement d'élimination des divers types de traitement des eaux usées. Les valeurs sont fondées sur des données recueillies en 1991 dans le cadre d'une évaluation des IMTEU de l'Ontario (MEEO 1993). Le rendement d'élimination correspond à la différence entre les charges influente et effluente et est exprimé sous forme de pourcentage de la charge influente.

Type de traitement	Élimination du phosphore	Nombre d'installations échantillonnées	Charge effluente de phosphore total (g/habitant/j)	Rendement d'élimination du phosphore total (%)
Primaire	Non	9	1,71	36,3
	Oui	19	0,75	75,5
	Moyenne	**28**	**1,06**	**62,9**
Secondaire	Non	46	1,03	59,0
	Oui	137	0,42	88,4
	Moyenne	**183**	**0,58**	**81,0**
Lagunes	Non	45	0,78	65,5
	Oui	76	0,20	92,5
	Moyenne	**121**	**0,42**	**82,4**
Tertiaire	Non	2	1,02	58,7
	Oui	33	0,15	94,7
	Moyenne	**35**	**0,20**	**92,7**

des eaux usées (en supposant en outre l'absence de traitement d'élimination accrue de l'azote). Enfin, nous avons estimé la charge d'azote total des IMTEU en multipliant la charge influente d'azote (10 g/habitant/jour) par le nombre d'habitants formant la population (figure 3.3.).

En 1996, les IMTEU ont rejeté 5 600 tonnes de phosphore (phosphore total) dans les lacs, les cours d'eau et les eaux côtières du Canada (figure 3.5). Ces quantités représentent une réduction de 37% par rapport aux charges de 1983 et de 20% par rapport à celles de 1991. La charge de phosphore total rejetée par les IMTEU ontariennes (1 000 tonnes en 1996) est semblable à celle des IMTEU des provinces atlantiques (900 tonnes) et de la Colombie-Britannique (1 000 tonnes), bien que la population de l'Ontario soit respectivement cinq et trois fois plus élevée que celles des provinces atlantiques et de la Colombie-Britannique. Cette situation s'explique par le fait qu'un fort pourcentage de la population ontarienne a accès à des services de traitement tertiaire et que les populations des zones côtières jouissent au mieux de services de traitement primaire. À l'échelle du pays, en 1996, la contribution des eaux usées municipales à l'apport de phosphore total dans les eaux intérieures, les eaux côtières du Pacifique, les eaux côtières de l'Atlantique et les eaux côtières de l'Arctique s'élevait à respectivement 4 300 tonnes, 440 tonnes, 840 tonnes et 2 tonnes.

La quantité totale d'azote rejetée dans les lacs, les cours d'eau et les eaux côtières du Canada s'élevait à près de 80 000 tonnes en 1996. Cette valeur représente une augmentation de 17% et de 7% par rapport aux charges enregistrées en 1983 et en 1991, respectivement. Les plus fortes charges ont été observées en Ontario et au Québec, les deux provinces les plus peuplées au Canada. À l'échelle du pays, en 1996, la contribution des eaux usées municipales à l'apport d'azote total dans les eaux intérieures, les eaux côtières du Pacifique et les eaux côtières de l'Atlantique s'établissait à respectivement 71 000 tonnes, 4 000 tonnes et 5 000 tonnes.

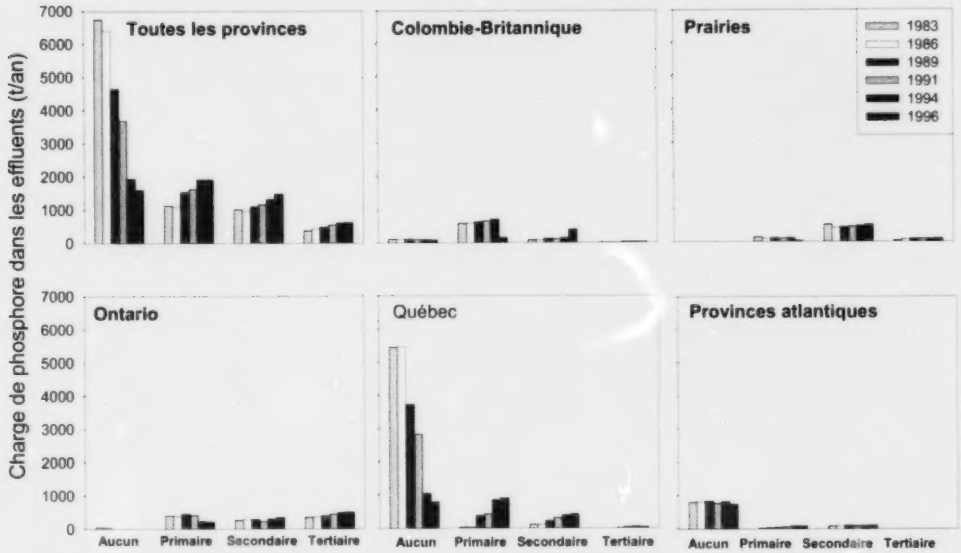


Figure 3.5. Charge de phosphore total associée au rejet d'effluents municipaux par région provinciale du Canada, 1983-1996. Cette charge est égale au produit de la charge influente de phosphore par le nombre d'habitants desservis par des services de traitement primaire, secondaire ou tertiaire (Environnement Canada 1996a) par le rendement d'élimination du phosphore de chaque type de traitement indiqué au tableau 3.1. Le nombre d'habitants n'ayant pas accès à des services de traitement des eaux usées a été estimé d'après l'écart entre les estimations de recensement du nombre d'habitants vivant dans chaque région (Statistique Canada 1998a) et les estimations du nombre d'habitants bénéficiant d'un service de traitement des eaux usées tirées de la base de données d'Environnement Canada (Environnement Canada 1996a). Les données des territoires ont été omises, leurs faibles effectifs n'étant pas discernables à cette échelle.

Les charges d'éléments nutritifs susmentionnées s'appliquent à l'azote total et au phosphore total. Seulement une partie de la charge totale se présente sous des formes susceptibles de provoquer une eutrophisation ou, dans le cas de l'azote, d'avoir des effets toxiques. Dans le cas du phosphore, environ 65 à 100% de la charge provenant des eaux usées est biodisponbile (Sonzogni et al. 1982; Tchobanoglous et Burton 1991; Berge et Källqvist 1998). Dans le cas de l'azote, environ 60% de la charge totale se présente sous la forme d'ammoniac libre, le restant étant de l'azote organique (Tchobanoglous et Burton 1991).

Les sources d'éléments nutritifs dans les eaux usées municipales sont les déchets humains, les produits de nettoyage à usage domestique (détergents à lessive, détergents pour lave-vaiselle et agents de nettoyage à usages multiples) et les sous-produits générés par des entreprises commerciales et des industries rejetant leurs eaux usées dans un réseau d'égouts municipal. La présence d'azote dans les eaux usées domestiques est essentiellement liée aux déchets humains. Cette source représente plus de 90% de la charge domestique d'azote, la forme dominante d'azote étant l'ammoniac suivi des formes organiques. Bien que les rejets industriels dans les réseaux d'égouts municipaux interviennent également dans l'augmentation de la charge d'azote, les déchets humains constituent généralement la majeure partie de l'apport.

Les sources de phosphore dans les eaux usées municipales sont plus diversifiées que les sources d'azote. Avant que la teneur en phosphore dans les détergents à lessive soit réglementée en vertu de la partie III de la *Loi sur les ressources en eau du Canada* (qui a restreint la teneur en phosphore à 8,7% en masse en 1970, puis à 2,2% en 1973), les charges de phosphore provenant des déchets humains et des détergents à lessive étaient pratiquement égales. Une analyse de données de 1996 révèle que les déchets humains étaient la principale source de phosphore dans les eaux usées municipales au Canada, suivis des sources commerciales et industrielles (tableau 3.2). Les contributions individuelles des détergents à lave-vaisselle, des agents de nettoyage à usages multiples et des détergents à lessive s'élevaient toutes à au plus 7%.

En plus de rejeter de façon régulière des eaux usées traitées, les IMTEU peuvent rejeter à l'occasion des eaux usées brutes. Cette opération, appelée dérivation, diffère du trop-plein d'égouts unitaires par le fait que le rejet se produit à partir d'une IMTEU, et non d'un égout. Des dérivations peuvent être pratiquées dans les réseaux d'égouts sanitaires et d'égouts unitaires pour diverses raisons, en particulier en cas d'augmentation importante du volume des eaux usées engendrée par un orage ou la fonte des neiges, de problèmes d'exploitation découlant d'un bris ou d'une défectuosité mécanique ou d'une croissance de la population ou des industries déterminant une hausse de volume des eaux usées excédant la capacité nominale de l'IMTEU. Dans la plupart des provinces, cette pratique est interdite, à moins que des circonstances exceptionnelles en justifient l'application (situations d'urgence telles que la protection des sous-sol en cas d'inondation, la prévention de dommages éventuels à l'équipement de l'IMTEU ou l'évitement du lessivage des matières solides). Des données d'un sondage réalisé en Ontario en 1991 ont montré que 75 des 204 IMTEU participantes (ou 37%) avaient effectué des dérivations (MEEO 1993), dans la plupart des cas durant la période de la fonte des neiges en mars et en avril. Le volume annuel total des rejets s'élevait à 2,2 millions de mètres cubes dans le cas des dérivations aux installations de traitement primaire et à 9,6 millions de mètres cubes dans celui des dérivations aux installations de traitement secondaire, soit 0,11 et 0,46%, respectivement, du volume total d'effluents traité en 1991 (MEEO 1993).

Boues d'épuration

L'expression boues d'épuration désigne les solides organiques et inorganiques résultant de la décomposition et de la sédimentation des eaux usées durant leur traitement (Warman 1997). Ces boues sont produites à chaque étape du traitement (primaire, secondaire et tertiaire, ainsi que dans les lagunes). Les biosolides correspondent à la portion des boues d'épuration qui a été stabilisée par digestion et qui, du fait qu'elle respecte désormais les exigences réglementaires sanitaires prévues, peut être appliquée sur les terres (MEEO et MAARO 1996; WEF 1998). De consistance semi-liquide, ils renferment au moins 10% de solides en suspension (WEF 1998). Les solides retenus lors du criblage préliminaire des eaux usées ne sont généralement pas utilisés comme biosolides parce qu'ils contiennent de gros grumeaux, des bâtons, des bouts de tissus, des pièces métalliques et des pierres. Ces solides ne satisfont pas aux normes s'appliquant à l'épandage des biosolides sur les terres agricoles et sont par conséquent enfouis ou incinérés (WEF 1998; M. Webber, expert-conseil spécialisé dans le traitement des eaux usées, comm. pers.).

Tableau 3.2. Sources de phosphore dans les eaux usées municipales du Canada en 1996.

Source	Teneur en phosphore	Quantité	Charge de phosphore (tonnes/an)	% du total
Déchets humains	1,8 g/habitant/jour[1]	28 846 761[2] (population)	18 952	53
Détergents à lessive	0% pour 95% des détergents vendus; 2,2% pour les 5% restants[3]	150x10^3 tonnes[4]	165	<1
Détergents pour lave-vaisselle	6,0%[5]	42x10^3 tonnes[6]	2 520	7
Agents de nettoyage à usages multiples	2,2%[7]	54x10^3 tonnes[8]	1 188	3
Sources commerciales et industrielles			12 763[9]	36
Total – sources domestiques	3,38 g/habitant/jour[10]	28 846 761[2] (population)	**35 588**	100
Charge dans les eaux usées municipales après le traitement et la sortie de l'IMTEU[11]			**5 563**	

1 Les valeurs varient typiquement de 1,5 à 2,0 g/habitant/jour (Alexander et Stevens 1976; Balmer et Hultman 1988; Holtan et al. 1988; Barr Engineering 1993).

2 Statistique Canada (1988a).

3 Les principaux fabricants de détergents à lessive (Proctor & Gamble, Lever Brothers) ont éliminé le phosphore des détergents à lessive vendus en Amérique du Nord. Les autres fabricants n'ont pas modifié leurs formulations, mais leur part du marché ne dépasse pas 5% (K.J. Ott, Albright & Wilson Americas Ltd., Mississauga, Ontario, comm. pers.).

4 Données de 1993 (Environnement Canada 1993).

5 K.J. Ott, Albright & Wilson Americas Ltd., Mississauga, Ontario, comm. pers.

6 En 1993, environ 35x10^3 tonnes de détergent pour lave-vaisselle ont été utilisées au Canada. Le nombre de ménages canadiens possédant un lave-vaisselle a augmenté de 29%, passant de 4,4 millions en 1992 à 5,7 millions en 1997 (Statistique Canada 1992, 1997c). Le nombre de lave-vaisselle ayant augmenté en moyenne de 5% par année entre 1992 et 1997, on peut supposer que la quantité de détergent pour lave-vaisselle utilisée a également augmenté de 5% par année. En conséquence, la quantité de détergent pour lave-vaisselle utilisée au Canada en 1996 s'élevait probablement à 42x10^3 tonnes.

7 Grenon (1994).

8 Données de 1993 (Environnement Canada 1993c).

9 Charge commerciale et industrielle de phosphore: écart entre la charge domestique totale et les charges associées aux déchets humains, aux détergents et aux agents de nettoyage.

10 Valeur fondée sur des données sur le rejet d'eaux usées municipales tirées d'une étude réalisée en 1991 en Ontario (MEEO 1993).

11 Charge municipale totale pour 1996 tirée de la figure 3.5. La charge de phosphore municipale rejetée dans les eaux de surface (5 600 tonnes/an) est inférieure à la charge domestique totale parce que 63 à 93% du phosphore est éliminée par les IMTEU, selon le niveau de traitement offert.

La quantité de boues produite augmente à chaque niveau de traitement. Ainsi, une station de traitement primaire produit environ 80 g de solides de boues/personne•jour, et ces boues renferment un fort pourcentage d'impuretés et d'autres matières inertes (Black et al. 1984). En comparaison, une station de traitement secondaire produit environ 115 g de solides de boues/personne•jour, et une station de traitement tertiaire, environ 145 g de solides de boues/personne•jour (Black et al. 1984). Les boues sont soumises à une digestion aérobie ou anaérobie destinée à tuer les agents pathogènes et à réduire leur teneur en eau.

Comme les biosolides sont des sous-produits du traitement des eaux usées, ils sont riches en matières inorganiques et organiques et en éléments nutritifs d'origine végétale. Les teneurs moyennes en azote et en phosphore s'élèvent à respectivement 4% et 2,5% (Webber et Bates 1997). Les biosolides représentent donc un apport souhaitable pour les terres agricoles parce qu'ils permettent de recycler les éléments nutritifs des plantes et la matière organique dans le sol (Webber et Bates 1997). Toutefois, selon l'importance des apports industriels à l'IMTEU et le niveau traitement effectué, ils peuvent également contenir de fortes concentrations de métaux lourds et d'agents pathogènes (Webber et Bates 1997). La plupart des provinces ont établi des lignes directrices pour la gestion des épandages de biosolides (tableau 3.3; NSE 1992; CBCL Ltd. 1996; NBE 1996; MEEO et MAARO 1996; AEP 1997; BCELP 1998a; SERM 1998) afin d'ajuster la teneur en éléments nutritifs des biosolides selon les exigences des cultures tout en limitant l'accumulation d'oligoéléments reconnus comme potentiellement toxiques à fortes concentrations, comme le molybdène, le cuivre et le zinc. Au Canada, les épandages de boues digérées sont habituellement effectués aux deux ou cinq ans à des doses variant entre 8 et 25 tonnes de matières sèches/ha, selon la texture du sol, la pente du champ et le pH du sol (tableau 3.3). En général, les doses sont déterminées à la lumière des mesures des teneurs en azote du sol effectuées en laboratoire, et elles peuvent être restreintes davantage par les concentrations de phosphore dans le sol.

Avec la hausse des coûts d'enfouissement, l'épandage devient l'option de gestion des boues la plus économique. Au Canada, la production de boues d'épuration au début des années 1980 a été estimée à 500 000 tonnes/an (poids sec) (OCDE 1995). Aucune donnée plus récente s'appliquant à l'ensemble du pays n'est disponible, mais la production de Toronto en 1999 a été estimée à environ 70 000 tonnes/an (poids sec). Les données pour le début des années 1980 révèlent que 42% des boues produites au Canada ont été appliquées sur des terres cultivées, 18% ont été enfouies et 40% ont été incinérées (OCDE 1995). Si l'on suppose que la production annuelle de boues s'élève à 500 000 tonnes/an (poids sec) et que les teneurs en azote et en phosphore s'élèvent généralement à 4% et à 2,5%, respectivement, en poids sec (Webber et Bates 1997), alors les boues d'épuration au Canada représentent un apport annuel de 20 000 tonnes d'azote et de 12 500 tonnes de phosphore. De ce total, 3 600 tonnes d'azote et 2 300 tonnes de phosphore sont enfouies, 8 400 tonnes d'azote et 5 300 tonnes de phosphores sont appliquées sur des terres cultivées et 8 000 tonnes d'azote et 5 000 tonnes de phosphore sont incinérées.

Rejets par les égouts municipaux

Dans les régions urbaines, les eaux de fonte et les eaux pluviales qui ruissellent sur le toit des maisons et à la surface des terrains de stationnement et des rues aboutissent dans les réseaux d'égouts municipaux. Les réseaux construits avant le début des années 1940 acheminaient directement les eaux usées domestiques vers les cours d'eau, les lacs ou les eaux côtières. Comme ces égouts assuraient également le transport des eaux pluviales, ce type de réseau est qualifié d'unitaire ou de mixte. Lorsque les effets néfastes du rejet d'eaux usées brutes sont devenus apparents, des égouts collecteurs ont été construits afin d'acheminer les eaux usées domestiques dans les égouts unitaires vers des installations de traitement. Toutefois, le coût de construction d'installations de traitement ayant la capacité voulue pour traiter la majeure partie des eaux pluviales a été jugé prohibitif. En conséquence, on a conservé les émissaires d'évacuation des égouts unitaires en leur assignant le rôle de soupapes de décharge, et l'on a installé des ouvrages de dérivation ou de régulation afin de détourner vers ces émissaires les volumes d'eaux usées excédant la capacité nominale des égouts ou des IMTEU. Chaque fois que le volume des eaux pluviales ou des eaux de fonte dépasse la capacité

Tableau 3.3. Lignes directrices provinciales régissant l'épandage de boues d'épuration en fonction de leurs teneurs en éléments nutritifs.

Province	Biosolides de boues	Critère d'application	Notes	Références
N.-É. N.-B. Î.-P.-É.	Boues stabilisées seulement.	5,6 tonnes de matières sèches/ha (=160 kg d'azote/ha/2 ans).	Applications aux deux ans seulement, en considération des limites supérieures de la concentration acceptable de phosphore dans le sol. pH du sol ≥ 6,0; pH optimal: 6,0 à 6,8. Pente du champ ≤ 8%. En N.-É., une approbation préalable est requise.	NSE 1992 CBCL 1996 NBE 1996
Québec		Sans objet	Teneur en métaux lourds des biosolides; concentration de phosphore dans le sol.	MEFQ 1997
Ontario	Boues traitées par digestion aérobie.	8 tonnes de matière sèche/ha/5 ans.	Teneur en phosphore <60 mg/g	MEEO et MAARO 1996
	Boues traitées par digestion anaérobie.	135 kg d'azote/ha/5 ans.	PH du sol ≥ 6,0, ajustable par chaulage.	
Manitoba		15 tonnes de matières sèches /ha/an.	Quantité d'azote assimilable par les plantes ≤ 100 kg/ha/an. pH ≥ 6,0; Pente du champ ≤ 5%; Teneur en phosphore extractible au bicarbonate de sodium des 15 premiers cm de sol ≤ 60 µg/g.	M. Van Den Bosch, Manitoba Conservation, Comm. pers.
Saskatchewan	Boues non digérées.	Sans objet	Interdit sur les sols sablonneux. Pente du champ <9%.	SERM 1998
Alberta	Boues digérées	25 tonnes de matières sèches/ha/3 ans.	PH du sol ≥ 6.5, ajustable par chaulage.	AEP 1997
	Boues non digérées	5 tonnes de matières sèches/ha/3 ans.	Préférablement sur des sols à texture moyenne à fine. Pente du champ <9%, avec drainage endoréique.	
Colombie-Britannique		Sans objet	Matière organique : <15% en poids sec. Azote total Kjeldahl: <6% en masse. C:N >15:1	BCELP 1998a

nominale du réseau d'égouts ou de l'IMTEU, les eaux usées et les eaux pluviales sont rejetées par les émissaires d'évacuation directement dans les eaux réceptrices. Ces rejets sont appelés trop-pleins d'égouts unitaires (TPEU) et sont fréquents dans les parties anciennes de nombreuses villes canadiennes.

Dans la plupart des secteurs urbains développés depuis les années 1950, les eaux usées sont recueillies par un réseau séparé constitué d'égouts sanitaires, qui acheminent les eaux usées domestiques, commerciales, institutionnelles et industrielles, tandis que les eaux pluviales sont transportées par des égouts pluviaux. Les eaux de ruissellement pénètrent dans le réseau d'égouts pluviaux par des bouches en angle ou d'autres connections et sont soit rejetées directement dans les eaux réceptrices, soit acheminées vers des installations de gestion des eaux pluviales destinées à réduire leur débit et à en accroître la qualité (Marsalek et Kok 1997).

On ignore combien de Canadiens rejettent leurs eaux usées dans des égouts pluviaux et combien sont raccordés à des égouts unitaires. Toutefois, la plupart des ménages vivant dans une région urbaine développée avant le début des années 1940 sont desservis par des égouts unitaires. Dans les grandes villes, les émissaires d'évacuation d'égouts unitaires sont nombreux et contribuent à étendre la superficie sur laquelle s'exercent les effets des TPEU dans le plan d'eau récepteur unique. Par exemple, dans le grand Vancouver, 252 émissaires d'évacuation d'eaux pluviales et 53 émissaires d'égouts unitaires déversent leurs effluents dans le cours inférieur du Fraser et l'estuaire du Fraser (UMA 1994, 1995). Winnipeg et le grand Toronto possèdent 75 et 79 émissaires d'égouts unitaires, respectivement. À Toronto, 74 de ces 79 émissaires sont considérés comme des cibles prioritaires en matière de lutte contre la pollution (Thorp et al. 1997; Winnipeg Web 1999). Comme les égouts unitaires desservaient principalement les sections les plus anciennes des villes et que les populations de ces sections sont en déclin, et comme certaines communautés ont entrepris au cours des 25 dernières années de séparer leurs réseaux d'égouts, le nombre de Canadiens actuellement raccordés à un réseau d'égouts unitaires a probablement diminué depuis 1969. Toutes les provinces exigent maintenant que tous les nouveaux réseaux soient de type « séparé », et les municipalités sont encouragées à remplacer leurs réseaux d'égouts unitaires le plus rapidement possible. De nombreuses villes, dont Vancouver, Edmonton, Winnipeg, Hamilton, Toronto, Ottawa, Montréal et Québec, ont entrepris de résoudre les problèmes posés par les TPEU ou envisagent de le faire dans un proche avenir.

Les volumes des eaux pluviales et des TPEU varient dans le temps et l'espace et en fonction des conditions climatiques locales, des caractéristiques du réseau d'égouts et des pratiques de drainage. Des estimations à grande échelle situent à environ 760 L/habitant/jour le volume moyen d'eaux pluviales rejeté annuellement dans le bassin des Grands Lacs (Marsalek et Schroeter 1988). Toutefois, cette moyenne grimperait à 2 000 à 3 000 L/habitant/jour si son calcul tenait compte uniquement des jours de pluie. Le volume moyen d'eaux de ruissellement urbaines et des TPEU rejeté annuellement s'élevait à environ 473 L/habitant/jour dans le district régional de Vancouver (Environnement Canada et BCELP 1992). Ces valeurs dépassent largement le débit moyen des eaux usées municipales, évalué à 300 L/habitant/jour. Exprimés en charge annuelle d'éléments nutritifs, ces rejets varient entre 1,4 et 14 kg/ha de terres urbaines pour l'azote et entre 0,2 et 2,6 kg/ha de terres urbaines pour le phosphore (tableau 3.4). Selon une règle empirique utile établie dans le cadre d'un projet de l'EPA des É.-U. (Nationwide Urban Run-off Program) visant à évaluer les charges dans les eaux pluviales de 22 régions (USEPA 1983), la charge de phosphore dans les eaux pluviales, pour une population urbaine donnée, équivaut environ au dixième de la charge de phosphore d'une station de traitement secondaire bien entretenue.

Tableau 3.4. Charges d'azote (AT, NO_3^-, NH_4^+) et de phosphore total (PT) dans les eaux pluviales et les trop-pleins d'égouts unitaires dans diverses régions urbaines du Canada, exprimées en fonction de la superficie urbaine (kg/ha) et de la charge totale (t/an).

Ville	Azote		Phosphore total		Références
	kg/ha	t/an	kg/ha	T/an	
Eaux pluviales					
North York, Ont.	13 AT		2,6		Singer 1977
Burlington, Ont.					
Malvern (résidentiel)	11,2 AT		1,3		Marsalek 1984
Aldershot (commercial)	14,3 AT		1,6		Marsalek 1984
Windsor, Ont.	4,6 AT		0,7		Singer 1977
Calgary, Alb.	10,3 NO_3; 0,16 NH_4^+	18 NO_3; 0,28 NH_4^+	0,22	0,4	Dixon 1994
Bassin du Fraser					
Haut Fraser	1,3 AT; 0,5 NO_3; 0,1 NH_4^+	78 AT; 31NO_3; 7 NH_4^+	0,26	16	Stanley Associates Engineering Ltd. 1992
Moyen Fraser	3,9 AT; 1,6 NO_3; 0,3 NH_4^+	13 AT; 5 NO_3; 1NH_4^+	0,78	3	
Thompson	2,0 AT; 2,0 NO_3; 0,2 NH_4^+	24 AT; 9 NO_3; 2 NH_4^+	0,39	5	
Bas Fraser	13 AT; 5,0 NO_3; 1,1 NH_4^+	764 AT; 306 NO_3; 66 NH_4^+	2,5	153	
Grand Vancouver				21	Environnement Canada et BCELP 1992
Trop-pleins d'égouts unitaires					
Grand Vancouver		213 TN; 88 NH_4^+		42	Environnement Canada et BCELP 1992

Les TPEU ou rejets d'eaux pluviales ne font pas l'objet d'une surveillance régulière au Canada. En conséquence, les estimations de leur volume et les évaluations de leurs effets dans les eaux réceptrices sont peu nombreuses. En général, le volume des eaux pluviales se compare au quelque 4 300 millions de mètres cubes rejetés annuellement par les IMTEU, à la différence près qu'il est concentré uniquement lors des périodes de temps pluvieux (J. Marsalek, ME, comm. pers.). Les teneurs en éléments nutritifs des eaux pluviales sont également inférieures à celles des eaux usées et des TPEU bruts ou traités. Les charges d'éléments nutritifs dans les eaux pluviales correspondent au produit du volume des eaux pluviales (estimé à 4 300 millions de m^3) par les concentrations de phosphore total (0,33 mgl/L) ou d'azote total (2,18 mg/L) de ces mêmes eaux (voir le tableau 3.5), soit à 1 400 tonnes/an dans le cas du phosphore et à 9 400 tonnes/an dans celui de l'azote. En comparaison des eaux pluviales, les TPEU forment environ 5% des rejets annuels effectués par les IMTEU, et leurs teneurs en éléments nutritifs sont généralement inférieures à celles des eaux usées brutes, mais supérieures à celles des eaux pluviales ou des eaux usées traitées (tableau 3.5). Pour estimer la charge d'éléments nutritifs dans les TPEU, nous avons multiplié un volume équivalant à 5% du volume total rejeté annuellement par les IMTEU (4 300 millions de m^3) par 4 mg de phosphore total/L ou 11 mg d'azote total/L pour obtenir 900 tonnes de phosphore total et 2 400 tonnes d'azote total (voir le tableau 3.5). En comparaison des eaux usées dont 65 à 100% du phosphore total est biodisponible et dont

Tableau 3.5. Concentrations de phosphore total et d'azote total dans les eaux usées municipales.

Type d'eaux usées	Phosphore total (mg/L)	Azote total (mg/L)
Eaux pluviales	0,33	2,18
Trop-pleins d'égouts unitaires	4	11

Sources des données: Trop-plein d'égouts unitaires: USEPA 1974
Eaux pluviales: USEPA 1983

environ 60% de l'azote total se présente sous la forme d'ammoniac libre (Sonzogni et al. 1982; Tchobanoglous et Burton 1991; Berge et Källqvist 1998), le phosphore dans les eaux pluviales se présente essentiellement sous une forme particulaire (environ 95%) et l'azote, principalement sous la forme de matière organique et de nitrate+nitrite (Waller et Hart 1986; J. Marsalek, ME, comm. pers.).

Fosses septiques

Une fosse septique est un petit système conçu pour le traitement des eaux usées d'un ou de plusieurs ménages. Ce système consiste en un réservoir habituellement relié à une série de canalisations enfouies dans des tranchées. Les eaux usées des ménages s'écoulent dans le réservoir. Les solides plus lourds, qui forment les boues, se déposent au fond du réservoir, tandis que les solides plus légers, comme les cheveux et les graisses, remontent à la surface pour former une couche flottante appelée chapeau. Ces deux couches sont dégradées par les micro-organismes vivant à l'intérieur du réservoir. Une fois décantées, les eaux usées sont acheminées dans un champ d'épandage par une canalisation. Le champ d'épandage (ou d'épuration) consiste en une série de conduites de distribution installées dans des tranchées remblayées de gravier. Les conduites sont percées de manière à permettre l'écoulement des eaux usées provenant du réservoir dans les tranchées de gravier et leur percolation à travers le gravier jusqu'au sol sous-jacent.

Environ 25% des Canadiens rejettent leurs eaux usées dans une fosse septique. À l'origine, ces systèmes étaient conçus pour des habitations isolées, comme des maisons de ferme et des habitations isolées en milieu rural. Aujourd'hui, dans de nombreuses régions du pays, la présence de fosses septiques trop nombreuses, mal entretenues ou installées dans des endroits inadéquats (c.-à-d. trop près des rives d'un plan d'eau ou dans un sol ou terrain rocheux inadéquat) causent la contamination des eaux souterraines et, en bout de ligne, des eaux de surface. Les eaux usées provenant de fosses septiques mal entretenues peuvent également être entraînées par ruissellement vers les cours d'eau et les lacs. En moyenne, 61% des fosses septiques examinées dans le cadre de diverses études des systèmes desservant les chalets en Ontario présentaient des vices de conception ou de construction ou étaient mal entretenues (Dillon et al. 1986).

La quantité d'éléments nutritifs retenus dans le champ d'épandage d'une fosse septique dépend de l'âge du champ et des caractéristiques du sol, en particulier la capacité d'absorption, le drainage naturel et la perméabilité. Le nitrate n'est pas retenu en grandes quantités dans la plupart des sols (Bohn et al. 1985) et est facilement lessivé par l'eau du sol et l'eau souterraine. La migration du phosphate dans la zone saturée semble régie principalement par les processus de sorption, qui exercent sur ce plan un effet inhibiteur important (Robertson 1995; Harman et al. 1996). Toutefois, à mesure que la capacité d'adsorption s'approche du point de saturation, la migration du phosphate dans la zone d'eau souterraine se confirme. Des déplacements faibles mais perceptibles ont été notés dans plusieurs sites (Robertson 1995).

En général, les fosses septiques retiennent 20 à 55% de l'azote et 25 à 40% du phosphore qui y pénètrent (Ryding et Rast 1989). Une fraction additionnelle du phosphore est retenue dans la zone de sol non saturé, sous le champ d'épandage. Lorsque les champs d'épandage sont bien conçus, la majeure partie du phosphore qui entre dans la fosse septique est retenue soit dans le réservoir, soit dans la zone de sol non saturé (voir l'analyse par Dillon et al. [1986] des différentes études sur la question; Robertson et al. 1998). Si l'on pose que 7 975 664 Canadiens vivaient dans des communautés de moins de 1 000 habitants en 1996, que le volume quotidien d'effluent par habitant s'élève à 160 L/habitant/jour (Siegrist et al. 1976), que la concentration influente de phosphore s'établit à 15 mg/L (Laak 1974, Whelan et Titmanis 1982, Bicki et al. 1984) et que 72% du phosphore qui entre dans la fosse septique est retenu dans le réservoir et le champ d'épandage (moyenne établie à partir des lectures effectuées dans 10 sites par Robertson et al. 1998), le volume de phosphore rejeté annuellement par les fosses septiques s'élève à 1 900 tonnes. De la même façon, pour la même population, une concentration influente de 55 mg/L (Epp 1984) et un coefficient de rétention de 40% (Ryding et Rast 1989), le volume d'azote rejeté annuellement par les fosses septiques s'élève à 15 400 tonnes.

Déchets solides résidentiels

Les déchets solides désignent tous les résidus ménagers et industriels qui doivent être incinérés ou enfouis. À l'échelle du Canada, la quantité de déchets solides résidentiels recueillis en 1992 par les municipalités a été estimée à 10,5 millions de tonnes (Environnement Canada 1996c), soit une moyenne de 0,38 tonne par habitant par année. Une étude réalisée en Ontario en 1989 a révélé que les déchets solides résidentiels étaient composés à proportions égales (33,33%) de papier (dont la moitié était du papier journal), de matières organiques (déchets alimentaires et résidus de jardinage) et d'un mélange de verre, de métal (contenants alimentaires et fournitures), de matières plastique et textiles et d'autres matériaux (MEO 1991). La majeure partie des déchets solides résidentiels est enfouie, et la fraction restante, incinérée, recyclée ou compostée. Par exemple, en 1994, 75% des déchets solides résidentiels recueillis en Colombie-Britannique ont été enfouis ou incinérés, et le reste, recyclés (BCELP 1998b). Le pourcentage de déchets résidentiels recyclés augmente cependant. Ainsi, en Ontario, le nombre de ménages recyclant leurs déchets est passé de seulement 0,5 million en 1987 à 3,1 millions en 1997 (3Rs Information Partnership 1999).

La contribution de l'incinération des déchets solides (résidentiels et industriels) à la libération de phosphore atmosphérique au Canada a été évaluée à 123 tonnes en 1978 (Environnement Canada 1983). D'après des données de 1995, l'incinération des déchets municipaux (déchets solides et boues d'épuration) a également provoqué la libération d'environ 293 tonnes d'azote sous forme de NO_x (Environnement Canada 1999a). Il n'existe aucune estimation nationale des pertes d'éléments nutritifs à partir des sites d'enfouissement. Toutefois, des données récentes indiquent qu'en 1995, 145 tonnes d'ammoniac ont migré des sites d'enfouissement aménagés dans le bassin du Fraser (Colombie-Britannique) vers les eaux de surface (Gartner Lee Ltd. 1997).

Selon le Conseil canadien du compostage, environ 20% des quelque 7 millions de tonnes de déchets organiques produits annuellement sont compostés (CCC 1998). Le compost est défini comme le produit solide mature issu du compostage, processus contrôlé d'oxydation biologique de matières organiques solides hétérogènes comportant une étape thermophile (CCC 1998). En 1997, la liste des matières compostées englobait des feuilles et des résidus de jardinage, du bois, des déchets animaux,

du fumier, des déchets industriels, commerciaux et institutionnels (incluant des déchets de supermarchés et de restaurants), des articles en papier (boues, carton pour boîtes, papier non recyclable), des déchets alimentaires résidentiels et des déchets de poisson et d'autres matières marines (Antler 1997). Le compostage s'effectue à l'aide d'installations centralisées ou de composteurs domestiques. À l'heure actuelle, environ 1,2 million de composteurs domestiques ont été distribués à des ménages canadiens (CCC 1998). L'ajout de compost dans les sols est bénéfique parce que le compost est riche en matière organique et en éléments nutritifs et accroît la rétention de l'eau et réduit le compactage du sol. Les agriculteurs, les horticulteurs, les paysagistes et les amateurs de jardinage peuvent se procurer du compost de grande qualité produit par des installations centralisées. Le compost de qualité moyenne est utilisé pour lutter contre l'érosion et pour l'aménagement des bords de route. Le compost de qualité inférieure est employé comme couche de recouvrement final de décharge ou dans le cadre de projets de mise en valeur (CCC 1998). Depuis 1991, le compostage constitue un élément important de l'infrastructure de gestion des déchets au Canada. La production totale de compost fini en 1996 s'élevait à environ 600 000 tonnes (Antler 1997). Normalement, le compost de légumes contient 2 à 7,9 kg d'azote/t (moyenne = 5,0 kg/t) et 6,2 à 11,9 kg de phosphore/t (moyenne = 9,1 kg/t; Gagnon et al. 1999). Si l'on suppose que toute la production de compost fini est appliquée sur les terres, les quantités totales d'azote et de phosphore répandues annuellement sur le sol s'élèvent à 3 000 tonnes et 5 500 tonnes, respectivement.

3.2 Rejets industriels

Les déchets produits par les industries peuvent être rejetés directement dans l'atmosphère, les sols, les eaux de surface et les eaux souterraines ou, dans le cas des déchets solides ou liquides, transportés pour être appliqués sur les sols, enfouis dans des sites prévus à cet effet ou traités dans des stations municipales d'épuration des eaux usées. La plupart des industries légères rejettent leurs eaux usées dans des réseaux d'égouts municipaux, leurs déchets solides dans des sites d'enfouissement et leurs déchets gazeux dans l'atmosphère. Les gouvernements fédéral et provinciaux ne réglementent généralement pas la quantité et la qualité des déchets industriels rejetés dans des établissements autorisés (p. ex. installation municipale de traitement des eaux usées). Certaines municipalités ont des règlements administratifs régissant le volume des déchets industriels rejetés dans les réseaux d'égouts. Les IMTEU sont conçues pour réduire la contamination bactérienne et la demande biologique en oxygène, éliminer la majeure partie du phosphore (dans le cas des installations disposant des procédés et équipements d'élimination accrue du phosphore) et, dans certains cas, convertir l'ammoniac en nitrate. Pour de nombreux déchets industriels, la volatilisation ou la dilution représentent les deux seules avenues possibles.

Les grandes industries (p. ex. fabriques de pâtes, exploitations minières, grandes usines manufacturières, etc.) qui rejettent indépendamment leurs eaux usées dans l'air, l'eau ou la terre doivent obtenir au préalable des permis d'exploitation du gouvernement provincial compétent ou, dans le cas des industries menant à bien leurs activités dans les territoires, du gouvernement fédéral (à moins que cette responsabilité ait été dévolue aux territoires). Ce permis peut préciser la quantité et/ou la qualité des déchets destinés à être rejetés dans l'air ou l'eau.

Rejets d'eaux usées

Des estimations des charges d'azote et de phosphore dans les eaux usées rejetées par les industries détenant un permis d'exploitation ont été obtenues des gouvernements provinciaux et territoriaux. Ces

Tableau 3.6. Nombres d'industries manufacturières au Canada, d'industries détenant un permis de rejet, d'industries autorisées signalant leurs rejets d'eaux usées et d'industries autorisées déclarant les teneurs en phosphore total, en nitrate (NO_3-N) ou en ammonium (NH_4^+-N) de leurs rejets d'eaux usées.

Région	N[bre] d'industries manufacturières[1]	N[bre] d'industries détenant un permis de rejet[2]	N[bre] d'industries autorisées déclarant les teneurs en éléments nutritifs de leurs rejets d'eaux usées[3]	N[bre] d'industries autorisées effectuant des rejets d'eaux usées et déclarant les concentrations de[3]:		
				PT	NO_3^-	NH_4^+
Atlantique	1 919	283[a]	6	1	0	3
Québec	10 603	370	101	42	38	34
Ontario	14 471	274	160	100	28	59
Prairies	4 827	175[b]	49	36	19	31
C.-B.	4 378	805	16	9	3	14
Territoires	41	223	4	3	3	2
Canada	36 236	2 130	336	191	91	142

[1] Statistique Canada 1997d.

[2] Les industries qui détiennent un permis de rejet ne rejettent pas nécessairement leurs effluents directement dans l'environnement.

[3] Données non fournies par le Nouveau-Brunswick, l'île-du-Prince-Édouard et la Nouvelle-Écosse. Les données du Québec s'appliquent uniquement aux industries qui rejettent leurs eaux usées dans le bassin du Saint-Laurent.

[a] Le Nouveau-Brunswick a précisé le nombre d'autorisations de rejet dans l'eau. Une usine peut avoir plus d'une autorisation.

[b] L'Alberta a indiqué le nombre de grandes industries tenues de déclarer chaque mois la qualité de leurs rejets. En Alberta, le nombre d'industries autorisées à effectuer des rejets à d'autres fréquences ou dans des réseaux municipaux est encore plus grand.

données couvrent la période 1988 à 1999. Le Nouveau-Brunswick, l'Île-du-Prince-Édouard et la Nouvelle-Écosse n'ont pas fourni de données; les données du Québec s'appliquent uniquement aux industries qui rejettent leurs eaux usées dans le bassin du Saint-Laurent. Les données obtenues indiquent que 336 industries (16% des industries détenant un permis d'exploitation) ont déclaré les teneurs en éléments nutritifs de leurs rejets d'eaux usées (tableau 3.6). Toutes les industries ne sont pas tenues de mesurer les charges d'azote et de phosphore même si elles rejettent leurs eaux usées. En conséquence, les estimations des charges industrielles d'azote et de phosphore sont en réalité inférieures aux quantités qui sont véritablement rejetées. Parmi les 336 industries canadiennes qui ont indiqué les charges d'éléments nutritifs de leurs effluents, 191 ont mesuré la concentration de phosphore total, 91, la concentration de NO_3^-, et 142, la concentration de NH_4^+. Seulement une fraction des entreprises ont indiqué la concentration d'azote total ou précisé les formes d'azote permettant le calcul des quantités d'azote total.

Les apports industriels d'azote et de phosphore dans les eaux de surface sont présentés à la figure 3.6. Ces valeurs correspondent seulement aux quantités mesurées ou déclarées et sont vraisemblablement inférieures aux charges réelles. Il est impossible de comparer les charges d'azote et de phosphore entre les régions et les secteurs parce que certaines provinces ont omis de fournir des données et que chaque gouvernement provincial ou territorial a des exigences particulières pour ce qui est des paramètres devant faire l'objet d'une surveillance par chacun des secteurs industriels. Cela étant dit, les données disponibles indiquent que les industries détenant un permis rejettent annuellement dans les eaux de surface au moins 2 048 tonnes de phosphore total, 7 588 tonnes de nitrate (NO_3-N) et 4 231 tonnes d'ammonium (NH_4^+-N) (figure 3.6).

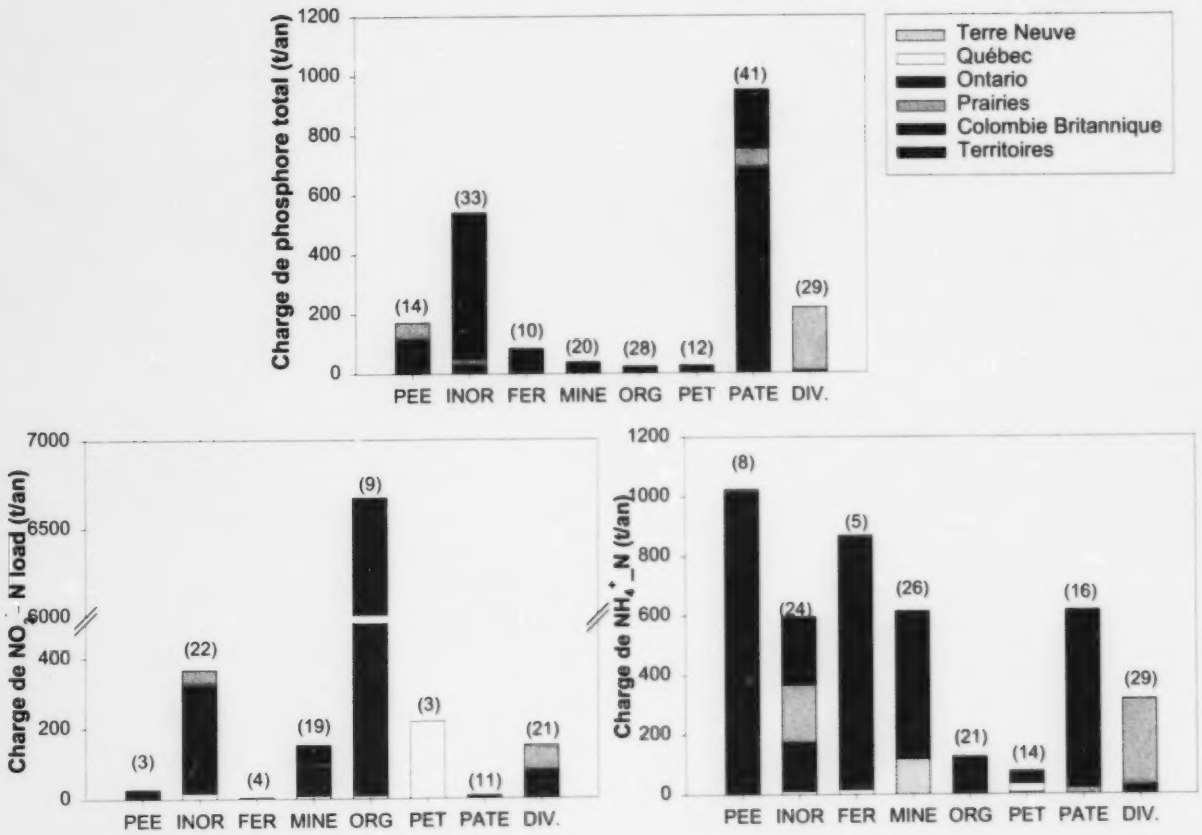


Figure 3.6. Charges d'éléments nutritifs (phosphore total, nitrate et ammonium) dans les eaux usées industrielles, par région et secteur, d'après les données communiquées par les organismes mentionnés ci-dessous. Les valeurs indiquées au-dessus de chaque barre indiquent le nombre d'industries par secteur ayant présenté des déclarations. Les secteurs industriels sont désignés par les abréviations suivantes: PEE: production d'énergie électrique; INOR: produits chimiques inorganiques; FER: fer et acier; MINE: exploitation minière et raffinage des métaux; ORG: produits chimiques organiques; PET: raffinage du pétrole; PATE: pâtes et papiers; DIV.: divers (inclut les fonderies de métaux, les entreprises de transformation des aliments, l'exploitation des minéraux industriels et la fabrication de produits en métal et en plastique et traitement des métaux. Périodes considérées et sources des données utilisées aux fins du calcul des charges: Terre-Neuve: données fournies volontairement par les industries en 1997 et communiquées par le bureau provincial de Terre-Neuve d'Environnement Canada; Québec: période 1990-1997, données recueillies dans le cadre du plan d'action Saint-Laurent Vision 2000 (1998) auprès de 106 industries rejetant leurs eaux usées dans le Saint-Laurent; Ontario: données de 1995 de la SMID, fournies par le ministère de l'Environnement de l'Ontario; Manitoba: année 1999, données fournies par Environnement Manitoba; Saskatchewan: période 1988-1991, données fournies par le ministère de l'Environnement et de la Gestion des ressources; Alberta: année 1997, données communiquées par le ministère de l'Environnement de l'Alberta; Colombie-Britannique: période 1994-1998, données fournies par le ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique; Territoires du Nord-Ouest et Nunavut: année 1997, données pour les Territoires du Nord-Ouest fournies par Environnement Canada; Yukon: année 1998, données fournies par le ministère des Affaires indiennes et du Nord canadien et Environnement Canada; le Nouveau-Brunswick, l'Île-du-Prince-Édouard et la Nouvelle-Écosse ont omis de fournir des données.

Tableau 3.7. Comparaison des charges d'ammoniac total dans les eaux usées industrielles communiquées à l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) pour 1996 (Environnement Canada 1996b) et des charges d'ammonium (NH_4^+) déclarées aux ministères provinciaux-territoriaux (sources des données provinciales-territoriales : voir la figure 3.6.)

Secteur industriel	Données de l'INRP (tonnes de $NH_4^+ + NH_3$/an)	Données provinciales-territoriales[1] (tonnes de NH_4^+ /an)
Fonderies de métaux		1
Production d'énergie électrique	71	1 024
Transformation des aliments	528	75
Fabrication de produits chimiques inorganiques	315	595
Fer et acier	868	867
Fabrication de produits en métal et en plastique et traitements des métaux	22	3
Exploitation minière et raffinage des métaux	737	613
Divers	2	238
Fabrication de produits chimiques organiques	143	123
Raffinage du pétrole	72	75
Pâtes et papiers	1 220	616
Total	3978	4 231

[1] Sources des données: voir la figure 3.6.

Les données présentées au tableau 3.7 illustrent bien les différences relevées dans les registres des industries. Bien que les valeurs totales pour la charge d'ammoniac soient semblables dans l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) et les registres provinciaux-territoriaux, elles diffèrent considérablement entre certains secteurs industriels. L'INRP oblige toutes les industries canadiennes employant une main-d'œuvre d'au moins 10 employés et fabricant ou utilisant plus de 10 tonnes d'ammoniac (ou n'importe quelle autre substance figurant sur une liste de 175 substances en 1996 ou 276 substances en 2000) de déclarer leurs rejets. Sont exemptés de cette obligation les établissements œuvrant dans les domaines de la recherche, des essais et de l'éducation ou produisant, récoltant ou extrayant des ressources naturelles. Les charges d'ammoniac peuvent être communiquées à l'INRP sous forme de quantités d'ammonium (NH_4^+), d'ammoniac (NH_3) ou d'ammonium ou d'ammoniac exprimé sous forme d'azote. Les charges d'ammoniac total figurant dans l'INRP ne sont pas nécessairement fondées sur des concentrations mesurées, et elles peuvent être établies à partir de devis techniques, de bilans massiques ou de coefficients d'émission. En comparaison, les données provinciales-territoriales sont fondées sur des concentrations mesurées et reflètent en conséquence les charges d'ammonium ou d'ammoniac exprimées sous forme d'azote. Toutefois, seulement une fraction des industries sont tenues de déclarer leurs charges d'ammoniac ou d'ammonium au gouvernement provincial ou territorial.

En outre, l'INRP indique que 6 421 tonnes d'azote sous forme d'ammoniac ont été injectées sous terre en 1996 (Environnement Canada 1996b). Ce procédé, qui consiste à injecter des déchets dans des formations géologiques connues, généralement à de grandes profondeurs, a été largement utilisé en Alberta et, dans une moindre mesure, en Saskatchewan. Il a été utilisé principalement en association avec les secteurs de la fabrication d'engrais, du raffinage du pétrole et de la fabrication de produits organiques en Alberta, et avec l'industrie minière en Saskatchewan.

Tableau 3.8. Émissions atmosphériques de composés azotés de diverses sources industrielles. Sources des données: N_2O, Environnement Canada, 1997a; NO_x, Environnement Canada 1999a; ammoniac en 1995, Vézina 1997.

Secteur industriel	N_2O (1995) (10^3 t N)	NO_x (1995) (10^3 t N)	NH_3 (1995) (10^3 t N)
Combustion			
Production d'énergie et de vapeur	2	77	0,4
Industriel	1	9	
Procédés industriels			
Fabrication de produits chimiques	24	7	8,8
Exploitation minière et raffinage des métaux		8	
Fabrication de produits en métal et en plastique et traitements des métaux		0,1	
Pâtes et papiers		17	
Fer et acier		8	
Industrie pétrolière et pétrochimique		113	8,5
Divers		36	9,6
Total pour l'industrie canadienne	27	275	26,9
Total des sources anthropiques au Canada	98[1]	750[2]	623[3]

[1] Inclut $38x10^3$ tonnes résultant des activités agricoles en 1996 (Desjardins et Keng 1999), $31x10^3$ tonnes issues de la combustion des carburants de transport et $2x10^3$ tonnes provenant d'autres sources.

[2] Inclut $393x10^3$ tonnes issues de la combustion des carburants de transport, $64x10^3$ tonnes produites par les incendies de forêt et $18x10^3$ tonnes provenant d'autres sources.

[3] Le total des sources anthropiques en 1995 inclut $570x10^3$ tonnes résultant des activités agricoles, $2,4x10^3$ tonnes issues de la combustion de carburants non industriels, $4,2x10^3$ tonnes issues de la combustion des carburants de transport et $18,9 x10^3$ tonnes provenant d'autres sources.

Émissions atmosphériques

Les industries rejettent de l'azote dans l'atmosphère sous forme d'oxyde nitreux (N_2O), d'autres oxydes d'azote (NO_x) et d'ammoniac (NH_3).

Les oxydes nitreux (N_2O) sont issus dans une large mesure de la combustion du charbon, de produits pétroliers et du gaz naturel. Par rapport au total des émissions enregistrées au Canada en 1995 (98 000 tonnes de N_2O-N), les émissions industrielles produites par combustion s'élevaient à seulement 3 000 tonnes d'azote (tableau 3.8). La fabrication d'acide nitrique, produit intermédiaire qui se forme durant la fabrication d'engrais azotés, a produit 2 tonnes d'émissions d'azote. La production d'acide adipique, produit chimique qui entre dans la fabrication du nylon et de la mousse de polyuréthane, a également causé l'émission de 22 tonnes d'azote. Toutefois, le seul producteur d'acide adipique au Canada a introduit une nouvelle technologie afin de réduire ses émissions de N_2O (Environnement Canada 1997a).

Le monoxyde d'azote et le dioxyde d'azote (c.-à-d. NO_x) sont également produits durant la combustion. En 1995, les émissions canadiennes de NO_x provenant de sources anthropiques s'élevaient à 750 000 tonnes, et 52% de ce total était associé au secteur des transports (automobiles, camions, aéronefs et navires) (Environnement Canada 1999a). Avec ses quelque 113 000 tonnes d'azote, l'industrie pétrolière et pétrochimique se classait au second rang parmi les sources anthropiques d'émissions de NO_x (tableau 3.8).

Tableau 3.9. Émissions atmosphériques de phosphore total de diverses sources industrielles - 1978. Source des données: Environnement Canada 1983.

Secteur industriel	Phosphore (tonnes)
Transformation du phosphate de calcium minéral	58
Production d'acide phosphorique	688
Production d'engrais phosphatés	488
Production de phosphore élémentaire	682
Autres industries chimiques	19
Production primaire d'aluminium	30
Sources diverses	15
Total des sources industrielles canadiennes	1 980
Total au Canada[1]	3 402

[1] Inclut 783 tonnes associées à l'épandage d'engrais, 255 tonnes associées aux incendies de forêt, 199 tonnes associées à la combustion de carburants par des sources stationnaires, 123 tonnes associées à l'incinération des déchets solides, 47 tonnes associées au brûlage des rémanents et 15 tonnes associées aux sources de transport.

L'ammoniac est libéré dans l'atmosphère par les industries de produits chimiques. Selon Environnement Canada (1999b), après Vézina (1997a), les industries canadiennes ont rejeté 27 000 tonnes d'ammoniac sous forme d'azote dans l'atmosphère en 1995. Le secteur de la fabrication des produits chimiques est à lui seul responsable de 33% de cette production (tableau 3.8).

Selon les auteurs d'une étude des émissions atmosphériques de phosphore au Canada réalisée en 1978, les procédés industriels ont entraîné la libération de 1 980 tonnes de phosphore. La majeure partie de ces émissions résultait de la fabrication d'engrais (Environnement Canada 1983; tableau 3.9). La production d'engrais, qui nécessite le broyage du phosphate de calcium minéral et la production d'acide phosphorique, était responsable de 500 tonnes d'émissions atmosphériques de phosphore en 1978.

Élimination des déchets solides

Les industries canadiennes ont produit environ 10 millions de tonnes de déchets solides en 1995 (Statistique Canada 1998b). Une étude réalisée en 1989 a montré que les déchets solides produits par les industries de l'Ontario étaient composés de produits de papier (23%), de bois (21%), d'autres matières organiques (11%), de matières métalliques (11%), de verre (5%), de plastique (3%), de pneus (2%) et d'autres matières diverses (24%) (MEO 1991). Les principaux producteurs de déchets solides industriels en Ontario en 1989 étaient l'industrie de la construction (30% du tonnage total) et le secteur des communications et services (22% du tonnage total). Un fort pourcentage des déchets solides générés par l'industrie est recyclable (p. ex. produits de papier, bois, matières plastique, produits métalliques, pneus). Depuis l'étude réalisée en Ontario en 1989, des efforts considérables ont été consacrés à l'intégration des activités de réduction, de réutilisation et de recyclage (3R) dans les plans de gestion des déchets solides industriels.

Sur les quelque 10 millions de tonnes de déchets solides industriels produits au Canada en 1995, 78% ont été enfouis, 20% ont été recyclés et le reste, incinérés (Statistique Canada 1998b). La contribution de l'incinération des déchets solides (résidentiels et industriels) aux émissions atmosphériques de phosphore a été estimée à 123 tonnes en 1978 pour l'ensemble du Canada (Environnement Canada

1983). L'incinération des déchets industriels et commerciaux a également produit 226 tonnes de NO_x en 1995 (Environnement Canada 1999a). Il n'existe pas d'estimations nationales des pertes d'éléments nutritifs à partir des sites d'enfouissement. Les auteurs d'une étude réalisée récemment en Colombie-Britannique ont estimé à 6 tonnes par année la charge d'ammoniac provenant des sites d'enfouissement des fabriques de pâtes et papiers dans le bassin du Fraser (Gartner Lee Ltd. 1997).

3.3 Charge liée aux activités agricoles

Les éléments nutritifs végétaux (engrais ou fumier) sont des amendements essentiels pour les terres cultivées parce qu'ils contribuent au maintien de la qualité des sols et favorisent un rendement optimal des cultures. Toutefois, l'épandage d'engrais ou de fumier à des doses dépassant les exigences des plantes peut provoquer l'accumulation d'éléments nutritifs dans le sol et, si la capacité de rétention des sols est dépassée, la perte éventuelle de ces éléments dans l'environnement. Cette perte peut se faire dans les eaux de surface ou les eaux souterraines ou dans l'atmosphère. Inversement, la sous-utilisation d'engrais peut entraîner une réduction de la fertilité des sols (phénomène découlant d'une exploitation abusive des sols) et, en bout de ligne, une diminution des récoltes. L'utilisation rationnelle d'engrais favorise l'implantation d'une agriculture durable, car elle accroît la rentabilité de l'exploitation agricole en privilégiant une utilisation efficiente des amendements dispendieux et une réduction des incidences environnementales engendrées par l'épandage de quantités excessives d'éléments nutritifs.

L'agriculture est pratiquée sur de vastes superficies dans sept des quinze écozones du Canada (voir la répartition des écozones à la figure 1.1). L'écozone Maritime du Pacifique est sous l'influence des conditions climatiques parmi les plus clémentes et les plus humides au pays. Les terres agricoles sont concentrées dans la vallée du Fraser et la portion côtière orientale du sud de l'île de Vancouver. L'agriculture y est dominée par l'élevage de vaches laitières, de porcs et de volaille ainsi que par divers secteurs d'activités spécialisées telles que la production de produits de pépinière, la floriculture et la culture de légumes de serre et de petits fruits. Dans l'écozone de la Cordillère montagnarde, le climat doux des vallées semi-arides du sud est particulièrement propice à la culture des arbres fruitiers et à la viticulture, tandis que les conditions régnant dans les vallées situées plus au nord et les plateaux à haute altitude conviennent davantage à l'élevage des bovins de boucherie. Dans les Plaines boréales, une bande située immédiatement au nord de l'écozone des Prairies fait l'objet d'une agriculture productive dominée par la culture des céréales, des oléagineuses et des plantes fourragères. Environ les deux tiers de toutes les terres agricoles du pays se trouvent dans l'écozone des Prairies. La culture des céréales et des oléagineux constitue le principal secteur d'activité agricole, suivie de l'élevage des bovins de boucherie. L'écozone des Plaines à forêts mixtes est caractérisée par un climat chaud et humide qui favorise une production diversifiée qui englobe la plupart des produits laitiers, des légumes et des cultures spécialisées produits au Canada. Des enclaves d'activités agricoles mixtes s'étendent au nord des Plaines à forêts mixtes jusqu'au Bouclier boréal. Dans l'écozone Maritime de l'Atlantique, les légumes d'été frais, les plantes fourragères et la production laitière dominent les activités agricoles. L'agriculture est l'utilisation principale des terres dans l'Île-du-Prince-Édouard, tandis qu'elle est concentrée dans les vallées riveraines ailleurs dans l'écozone Maritime de l'Atlantique.

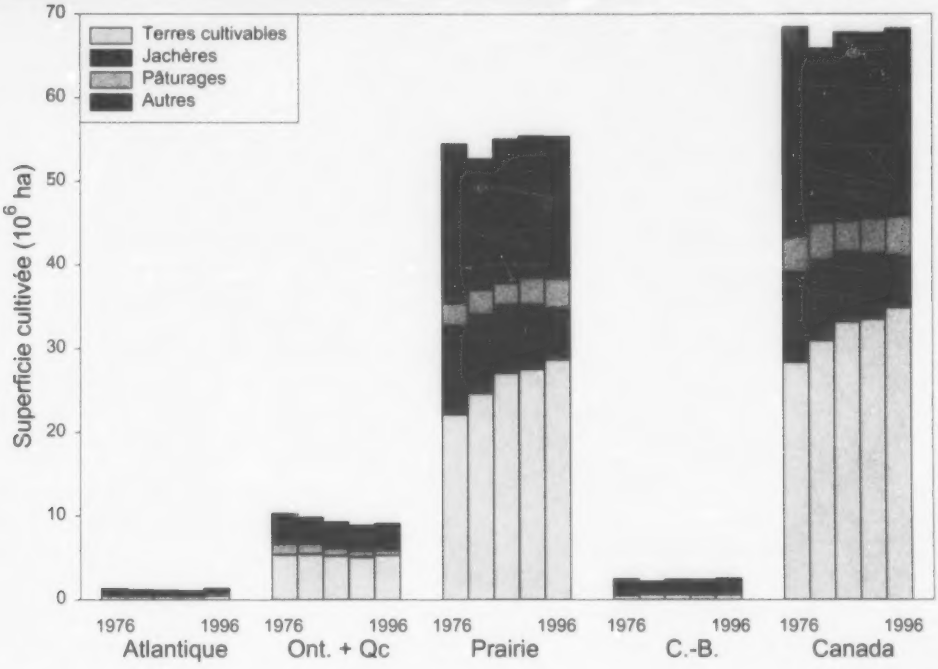


Figure 3.7. Utilisation des terres agricoles au Canada au cours des années de recensement 1976-1996. La catégorie « Autres » inclut la superficie occupée par des bâtiments agricoles, des clairières, des boisés, des milieux humides et des haies brise-vent. Source des données: Statistique Canada (1997b).

Environ 7% de la superficie terrestre totale du Canada, soit 68 millions d'hectares, est couverte par des terres agricoles. De ce nombre, 46 millions d'hectares sont des terres cultivables, des pâturages ou des jachères (figure 3.7; Statistique Canada 1997b). La superficie totale des terres agricoles au Canada est demeurée relativement constante au cours des 50 dernières années. Toutefois, des changements ont été observés à l'échelle régionale au cours des dernières décennies. Ainsi, la superficie des terres cultivables a augmenté considérablement dans les Prairies et plus modérément en Colombie-Britannique, tandis qu'elle a diminué en Ontario, au Québec et dans les provinces atlantiques (figure 3.7). En outre, le nombre d'exploitations agricoles a diminué, passant de 280 043 en 1991 à 276 548 en 1996, mais leur taille a augmenté (Statistique Canada 1997a).

Production et utilisation d'engrais

Les engrais commerciaux sont une importante source d'éléments nutritifs pour les cultures. L'introduction de variétés améliorées au cours des 40 dernières années a permis d'accroître la productivité des cultures de manière substantielle, au point où les rendements de nombreuses cultures ont doublé. Ces nouvelles variétés hybrides extraient de plus grandes quantités d'éléments nutritifs du sol que leurs prédécesseurs moins productifs. Par exemple, entre 1883 et 1953, les agriculteurs de l'Ouest canadien ont appliqué annuellement en moyenne 200 000 tonnes d'azote et 36 000 tonnes de phosphore dans leurs cultures de céréales (Flaten et Hedlin 1988). En comparaison, ces quantités avaient quadruplé en 1986 pour s'établir à plus de 1,1 million de tonnes d'azote et 170 000 de tonnes de phosphore. Durant la même période (1953-1986), la superficie des terres cultivables a augmenté de 1.5 fois dans les Prairies, passant de 18 à 28 millions d'hectares. Comme les apports naturels

d'éléments nutritifs ne permettaient plus d'atteindre les rendements potentiels élevés, les agriculteurs se sont tournés vers les sources additionnelles d'éléments nutritifs.

Les engrais tant azotés que phosphorés sont fabriqués au Canada. L'ammoniac constitue l'ingrédient de base des engrais azotés. Il peut être utilisé directement ou converti en formes solides (urée, phosphate d'ammonium, nitrate d'ammonium et/ou sulfate d'ammonium) ou en solutions azotées (p. ex. ammoniac anhydre, solution de nitrate d'ammonium et d'urée). Le Canada a produit 4 025 000 tonnes d'engrais azotés en 1996 (FAO 1999). Environ 60% de cette production était destinée à l'exportation (principalement vers les États-Unis). Le Canada a également importé 210 000 tonnes d'engrais azotés (FAO 1999). En 1996, les agriculteurs canadiens ont appliqué 1 576 000 tonnes d'azote sous forme d'engrais dans leurs cultures (Agriculture et Agroalimentaire Canada 1998).

Les engrais phosphatés sont produits à partir de phosphate de calcium minéral et d'acide sulfurique. Le Canada importe tout son phosphate minéral de calcium du Togo ou des États-Unis, les importations atteignant 1 140 000 tonnes en 1996 (Paul Lansbergen, Institut canadien des engrais, comm. pers.). Le phosphate de calcium minéral contient entre 12 et 18% de phosphore (Potash and Phosphate Institute 1988). Environ 175 000 tonnes de phosphore sous forme d'engrais ont été produites en 1996 au Canada (FAO 1999); de cette quantité, 7 900 tonnes ont été exportées. Le Canada a également importé 129 000 tonnes de phosphore sous forme d'engrais. En 1996, 297 000 tonnes de phosphore ont été appliquées sous forme d'engrais sur les terres agricoles du Canada (Agriculture et Agroalimentaire Canada 1998).

Les données sur les superficies fertilisées et les quantités d'engrais utilisées par province sont tirées de Statistique Canada (1997a) et d'Agriculture et Agroalimentaire Canada (1998a), respectivement (annexe 1). D'après ces données, en 1996, les applications de phosphore et d'azote se sont élevées en moyenne à 10 kg de phosphore/ha et 60 kg d'azote/ha dans les Prairies et à 33 kg de phosphore/ha et 86 kg d'azote/ha dans les provinces atlantiques (figure 3.8). Des comparaisons de 1981 à 1996 ont révélé que la superficie des terres fertilisées a augmenté d'environ 9% dans la région atlantique, diminué d'environ 10% au Québec, 5% en Ontario et 0,2% en Colombie-Britannique, et augmenté de 32% dans les provinces des Prairies. Au cours de la même période, les apports d'engrais azotés (par ha) ont augmenté dans les provinces atlantiques, des Prairies et au Québec, diminué en Ontario, et sont demeurés relativement constants en Colombie-Britannique. Les apports d'engrais phosphorés (par ha) sont demeurés relativement constants au Québec et dans les provinces atlantiques, mais ils ont diminué en Colombie-Britannique, en Ontario et dans les provinces des Prairies. Globalement, en 1996, 297 000 tonnes de phosphore et 1 576 000 tonnes d'azote ont été appliquées sous forme d'engrais au Canada sur 24 943 000 ha de terres agricoles.

Production et utilisation du fumier

Le fumier est composé d'aliments non digérés (liquides et solides), de déchets métaboliques, de fragments de litière, de résidus alimentaires et d'eau. En 1996, 4 680 585 bovins de boucherie, 1 227 732 vaches laitières, 102 255 149 poulets et autres volailles et 14 224 664 autres animaux de ferme ont été élevés au Canada (Statistique Canada 1997a). Un total de 97 920 exploitations agricoles, soit 44% de toutes les exploitations agricoles au Canada en 1995, étaient considérées comme des exploitations d'élevage. Parmi les autres exploitations agricoles, 20% ont indiqué posséder des animaux, même si l'élevage ne constituait pas leur principal secteur d'activité agricole

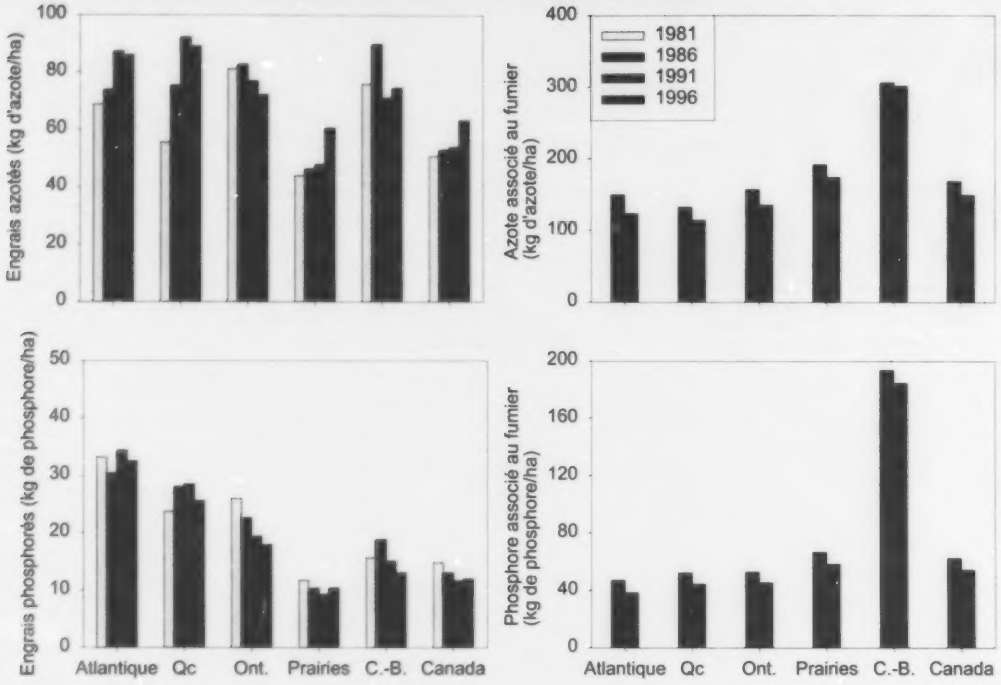


Figure 3.8. Quantités d'azote et de phosphore appliquées sous forme d'engrais (1983-1996) et de fumier (1991-1996) sur les terres agricoles canadiennes. Sources des données: engrais: Statistique Canada (1997a) et Agriculture et Agroalimentaire Canada (1998a) pour les années de recensement; fumier: Statistique Canada (1997a) et tableau 3.10.

(Agriculture et Agroalimentaire Canada 1997). Ces statistiques indiquent que l'entreposage et l'élimination du fumier constituent actuellement un problème de gestion pour de nombreux agriculteurs canadiens. Anciennement, la gestion du fumier ne soulevait aucune difficulté, car la plupart des agriculteurs s'adonnaient à la fois à l'élevage et à la culture et possédaient beaucoup moins d'animaux que les agriculteurs d'aujourd'hui, si bien que le recyclage des éléments nutritifs entre les cultures et les animaux se faisait beaucoup plus facilement.

Presque tout le fumier produit dans les exploitations agricoles canadiennes est appliqué sur les terres agricoles (Patni 1991). Une partie du fumier est excrétée directement dans les pâturages et n'est pas récupérable. Toutefois, tout le fumier produit lorsque les animaux se trouvent à l'intérieur des bâtiments de ferme ou confinés dans les cours d'attente peut facilement être récupéré et utilisé comme engrais dans les champs. Le fumier est un amendement important dans les sols agricoles en raison de sa forte teneur en éléments nutritifs et en matière organique. Selon le type de bétail et les rations offertes, le fumier frais peut contenir 50 à 80% de l'azote et du phosphore qui se trouvaient à l'origine dans les aliments. Toutefois, seuls certains éléments nutritifs présents dans le fumier sont immédiatement assimilables par les plantes. Certains sont immobilisés sous des formes organiques et deviennent assimilables seulement au moment de la décomposition de la matière organique, servant ainsi de source d'éléments nutritifs pendant plusieurs années. En outre, la matière organique dans le fumier améliore la structure des sols et accroît le drainage et la capacité de rétention des éléments nutritifs et de l'eau des sols.

Tableau 3.10. Production de fumier azoté et phosphoré (tonnes/an) calculée en multipliant le nombre d'animaux dans chaque province (Statistique Canada 1997b) par la teneur en azote et en phosphore du fumier dans chaque province (tiré de l'annexe 1).

Année	Atlantique	Qc	Ont.	Prairies	C.-B.
Azote (10^3 tonnes/an)					
1976	23,0	106,8	178,7	209,8	33,2
1981	24,5	119,4	189,2	201,8	41,4
1986	24,7	104,0	165,9	198,0	35,3
1991	23,0	102,2	154,0	217,1	36,8
1996	22,4	109,4	151,0	259,7	39,5
Phosphore (10^3 tonnes/an)					
1976	4,3	28,2	38,2	52,5	12,2
1981	4,7	33,2	41,1	48,2	15,9
1986	4,9	28,6	36,3	46,2	14,7
1991	4,6	27,9	33,9	50,9	15,1
1996	4,5	29,7	33,1	56,3	15,7

Les estimations de la production d'azote et de phosphore associée au fumier (tonnes/année) dans chaque province sont fondées sur le nombre d'animaux élevés (Statistique Canada 1997b) et la teneur en azote et en phosphore du fumier produit par chaque type d'animal (annexe 2; tableau 3.10). La teneur en éléments nutritifs du fumier diminue entre le moment où il est produit et celui où il est appliqué dans les champs. Une part importante des éléments nutritifs se trouve dans la portion liquide du fumier, et des pertes importantes peuvent se produire si cette portion s'échappe des parcs d'engraissement et des installations d'entreposage du fumier. En outre, une forte proportion de l'azote dans le fumier se trouve sous la forme d'ammonium (NH_4^+) qui, en cas d'exposition à l'air, peut être converti en ammoniac gazeux (NH_3) et s'échapper dans l'atmosphère. Pour estimer les quantités de fumier appliquées sur les terres agricoles, nous avons supposé que 40% de l'azote contenu dans le fumier de bétail et 25% de l'azote présent dans le fumier de porc et de volaille sont perdus entre l'excrétion et l'épandage (Environnement Canada 2000b; MacDonald 2000a). Étant donné que le phosphore ne s'échange pas avec l'atmosphère, nous avons considéré que les pertes de phosphore entre l'excrétion et l'épandage sont nulles. Comme les vaches d'élevage de boucherie sont couramment laissées dans les pâturages durant la majeure partie de l'année, nous ne les avons pas incluses dans le calcul des charges d'éléments nutritifs associées au fumier qui sont appliquées dans les cultures.

D'après les estimations de la production de fumier, les hypothèses se rattachant aux pertes d'éléments nutritifs et les estimations des superficies fertilisées tirées du recensement de l'agriculture (Statistique Canada 1997a), nous avons estimé les apports moyens d'azote et de phosphore associés à l'épandage de fumier dans chaque province (annexe 3). En 1996, ces apports variaient entre 114 kg d'azote/ha au Québec à 301 kg d'azote/ha en Colombie-Britannique et 38 kg de phosphore/ha dans les provinces atlantiques et 184 kg de phosphore/ha en Colombie-Britannique (figure 3.10). La superficie des terres fertilisées au fumier a augmenté dans les provinces des Prairies (27%), en Ontario/Québec (19%), dans les provinces atlantiques (19%) et en Colombie-Britannique (9%) entre 1991 et 1996. En conséquence, les quantités de fumier appliquées (exprimées en kg d'azote ou de phosphore/ha) ont diminué dans toutes les régions. Au cours de la même période, le nombre de bovins pour l'ensemble du pays a augmenté de 14%, tandis que les effectifs de porcs et de volaille se sont accrus de 8%. En comparaison des engrais commerciaux, l'épandage du fumier a été effectué

Tableau 3.11. Apports d'azote résultant de la fixation de l'azote atmosphérique par les légumineuses en 1996.

Région	Qté d'azote fixée par les légumineuses (10^3 t)
Atlantique	19,5
Québec	90,1
Ontario	150,8
Prairies	476,5
Colombie-Britannique	36,1
Total	773,0

en quantités beaucoup plus importantes en 1996, puisque 139 000 tonnes de phosphore et 482 000 tonnes d'azote ont été appliquées sur 2 579 000 hectares de terres agricoles au Canada.

Autres apports d'azote

La fixation de l'azote atmosphérique par les légumineuses cultivées contribue à accroître la charge d'azote dans les sols. Cette propriété des légumineuses est à la base de la séquence de la rotation des cultures dans de nombreuses exploitations agricoles. Les quantités d'azote atmosphérique (N_2) fixées diffèrent d'une espèce de légumineuse à une autre, variant de 53 kg/ha/an chez le pois chiche à 100 kg/ha/an chez le trèfle (annexe 4; F. Selles et R. Lemke, Agriculture et Agroalimentaire Canada, comm. pers.). Nous avons multiplié ces estimations par la superficie affectée à la culture des légumineuses en 1996 (Statistique Canada 1997a) pour déterminer l'apport d'azote associé aux légumineuses dans les sols. En 1996, l'apport d'azote résultant de la fixation de l'azote atmosphérique par les légumineuses a varié de 20 000 tonnes dans la région de l'Atlantique à 477 000 tonnes dans les Prairies, pour un apport total de 773 000 tonnes au Canada (tableau 3.11).

La récolte des légumineuses a entraîné l'élimination de 896 000 tonnes d'azote en 1996 (valeur obtenue en multipliant la production de légumineuses [Statistique Canada 1997a] par la concentration d'azote dans la portion récoltée [annexe 4; F. Selles et R. Lemke, Agriculture et Agroalimentaire Canada, comm. pers.]). Les légumineuses obtiennent leur azote par absorption par les racines de l'azote du sol ou par fixation biologique de l'azote atmosphérique (N_2). Toutefois, au plan énergétique, il est plus rentable pour une légumineuse d'assimiler l'azote du sol que de fixer l'azote atmosphérique. C'est pourquoi l'azote atmosphérique fixé ne représente que 5 à 65% de l'azote assimilé par les légumineuses, le reste étant absorbé par les racines dans le sol (Biederbeck et al. 1996). Dès lors, la quantité d'azote éliminée par la récolte est souvent supérieure à la quantité d'azote atmosphérique fixée. L'enfouissement des résidus de légumineuses (la portion morte non récoltée de la plante) dans le sol permet d'accroître les réserves d'azote du sol. Une petite fraction de cet apport d'azote, évaluée à 10 à 30%, peut devenir assimilable pour la prochaine récolte (Gleig et MacDonald 1998). Le reste de l'azote contenu dans les résidus est incorporé dans la matière organique du sol et contribue à accroître la teneur en azote du sol.

Outre les légumineuses, les retombées atmosphériques constituent une importante source d'azote. Au Canada, les retombées atmosphériques sous forme de nitrate et d'ammonium (azote inorganique dissous, AID) ont augmenté régulièrement depuis les années 1900, alors qu'elles représentaient un

apport moyen d'azote de 3,44 kg/ha/an à l'est de la frontière Manitoba-Ontario et de 0,80 kg/ha/an à l'ouest de cette frontière (voir la section 3.6). Comme la superficie cultivable s'élevait à 34 918 733 ha en 1996, la contribution de la charge atmosphérique de l'azote inorganique dissous à l'apport total d'azote s'établissait à environ 43 000 tonnes. En l'absence de données nationales, nous ne sommes pas en mesure d'estimer les charges d'azote total.

Assimilation des éléments nutritifs par les plantes cultivées

Les quantités d'azote et de phosphore qui sont extraites des champs au moment de la récolte peuvent être estimées d'après les données sur le rendement des cultures et la teneur en éléments nutritifs des récoltes (Beauchamp et Voroney 1994; Bolinder et al. 1997). Les parties récoltées sont le grain dans le cas des céréales (p. ex. blé, orge et avoine), le fourrage dans le cas de la luzerne et du trèfle, et le fruit dans le cas des cultures fruitières. La paille est considérée comme retournée dans le sol, soit directement soit indirectement par l'intermédiaire du fumier. En 1996, à l'échelle du Canada, 2 491 000 tonnes d'azote et 386 000 tonnes de phosphore ont été retirées des champs au moment des récoltes (figure 3.9).

Les bilans d'éléments nutritifs pour le Canada en 1996 indiquent que les quantités d'azote et de phosphore éliminées au moment des récoltes correspondaient à 89% et à 87%, respectivement, des apports d'éléments nutritifs associés à l'épandage de fumier et d'engrais et, dans le cas de l'azote, aux retombées atmosphériques et aux quantités d'azote fixées par les légumineuses (figure 3.9). L'apport total d'azote dans les sols agricoles en 1996 a été estimé à 2 784 000 tonnes (1 576 000 tonnes sous forme d'engrais, 384 000 tonnes sous forme de fumier, 773 tonnes sous forme d'azote fixé par les légumineuses, 8 000 tonnes sous forme de biosolides et 43 000 tonnes sous forme de retombées atmosphériques). De la même façon, l'apport de phosphore dans les sols agricoles a été estimé à 442 000 tonnes (297 000 tonnes sous forme d'engrais, 139 000 tonnes sous forme de fumier et 5 000 tonnes sous formes de biosolides). Bien que toutes les provinces présentent des surplus d'azote, la Colombie-Britannique et les provinces atlantiques se classent généralement au premier

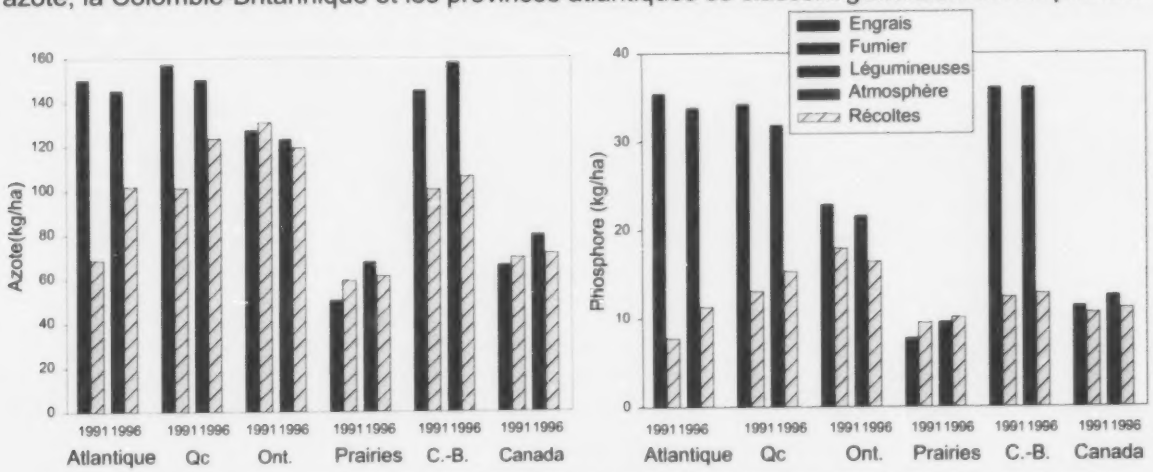


Figure 3.9. Quantités d'azote total et de phosphore total par hectare ajoutées dans les champs cultivés sous forme d'engrais chimiques, de fumier, d'azote fixé par les légumineuses et de retombées atmosphériques (uniquement sous forme d'azote inorganique dissous dans le cas des retombées atmosphériques) et quantités perdues au moment des récoltes dans chaque région du Canada, en 1991 et en 1996.

rang à ce chapitre. Dans le cas du phosphore, l'apport était inférieur aux pertes subies au moment de la récolte dans les provinces des Prairies (figure 3.9).

Pertes d'éléments nutritifs liées aux activités agricoles

D'après notre estimation des apports d'azote (engrais, fumier, fixation biologique de l'azote, retombées atmosphériques et biosolides des boues d'épuration) dans les terres cultivables du Canada et des pertes engendrées par les récoltes, le surplus d'azote au Canada en 1996 s'élevait à 4,3 kg/ha pour l'ensemble des terres agricoles (68 millions d'hectares) ou à 8,4 kg/ha pour les terres cultivables (35 millions d'hectares). Selon la même logique, le surplus d'azote en 1996 s'établissait à 0,8 kg/ha pour l'ensemble des terres agricoles, ou à 1,6 kg/ha pour les terres cultivables. Dans le cas de l'azote, notre estimation est comparable aux valeurs proposées par l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE), qui établissait le surplus d'azote au Canada à 13 kg/ha pour la période 1995-1997 et à 6 kg/ha pour la période 1985-1987 d'après la superficie totale des terres agricoles (OCDE 2000). Ces valeurs sont parmi les plus faibles pour les 28 pays considérés par l'OCDE. Aucune donnée de l'OCDE n'est disponible pour le phosphore.

Bien que les données nationales sur les surplus ou déficits d'éléments nutritifs soient utiles pour comparer les tendances entre les pays, il convient de rappeler que ces estimations sont des valeurs moyennes et qu'à l'intérieur d'un pays donné, l'ampleur des surplus ou des déficits d'azote peut varier d'une région à l'autre. Par exemple, une analyse récente de l'azote résiduel dans les terres agricoles canadiennes faisait état de valeurs ≥41 kg/ha dans la vallée du bas Fraser en Colombie-Britannique, le corridor de terres agricoles s'étendant de Lethbridge jusqu'à Edmonton en Alberta, la région de Melfort, dans le nord-est de la Saskatchewan, la vallée de la rivière Rouge au Manitoba, le sud-ouest de l'Ontario, la région du lac Simcoe et la vallée inférieure de l'Outaouais en Ontario, les basses terres du Saint-Laurent et la région située au sud de Québec au Québec, la vallée d'Annapolis en Nouvelle-Écosse et la vallée de la rivière Saint-Jean, au Nouveau-Brunswick (MacDonald 2000a). Toutefois, la plupart des terres agricoles dans les quatre provinces de l'Ouest (69 à 92%) et les provinces atlantiques (85%) présentaient des valeurs d'azote résiduel inférieures à 41 kg/ha en 1996. Selon MacDonald (2000a), les concentrations d'azote résiduel ont augmenté dans toutes les provinces sauf la Colombie-Britannique entre 1981 et 1996. Le pourcentage de terres agricoles présentant une augmentation de l'azote résiduel égale ou supérieure à 5 kg/ha variait de 27% en Colombie-Britannique à 80% au Manitoba.

Pour l'établissement d'un niveau de référence aux fins de la surveillance des fluctuations des surplus d'azote et de l'évaluation de leur amplitude, certains auteurs estiment que les valeurs supérieures à 100 kg/ha/an devraient être retenues comme point de référence à partir duquel s'accroît le risque de lessivage du nitrate dans les eaux souterraines et les eaux de surface (Schleef et Kleinhanss 1994). Une étude réalisée par le USDA (1997) classe les bilans d'éléments nutritifs comme élevés si l'apport d'éléments nutritifs (engrais, fumier, azote fixé par les légumineuses) excède les pertes par plus de 25%, modérés si cet écart est inférieur à 25% et négatifs si l'écart joue dans le sens contraire. Les récents surplus d'azote au Canada sont faibles en regard du seuil de 100 kg/ha proposé par Schleef et Kleinhanss (1994). Les apports (2 784 000 tonnes de N et 442 000 tonnes de P) dépassaient les pertes (2 491 000 tonnes de N et 386 000 tonnes de P) par 11% dans le cas de N et 13% dans le cas du P. Ces pourcentages reflètent des apports modérés dans celui du phosphore et de l'azote, selon l'échelle de l'USDA.

Tableau 3.12. Proportion des terres agricoles où les eaux de ruissellement ou de lessivage s'infiltrant dans le profil de sol risquent d'être contaminées par l'azote dans les régions du Canada où les sols présentent un excédent d'eau, 1996 (MacDonald 2000b).

Province	Superficie totale des terres agricoles[1] (1 000 ha)	Terres agricoles dont les sols montrent un excédent d'eau[1] (1 000 ha)	Terres agricoles[1] dont les sols montrent un excédent d'eau, classées en fonction du risque de contamination par l'azote des eaux de ruissellement ou d'infiltration (%)		
			Faible (0-6 mg N/L)	Modéré (6,1-14 mg N/L)	Élevé (> 14 mg N/L)
Colombie-Britannique	2 018	70	6	25	69
Ontario	4 577	4 200	39	44	17
Québec	2 267	1 900	58	35	6
Atlantique	575	400	82	15	3

[1] Les terres agricoles désignent l'ensemble des classes de terres mentionnées dans *Profil de l'agriculture du Canada*, à l'exception de « Toutes les autres terres » (Statistique Canada 1997a).

Pertes résultant de la migration des éléments nutritifs des champs agricoles vers les eaux de surface ou les eaux souterraines

Il n'existe aucune estimation nationale des pertes résultant de la migration de l'azote et du phosphore des champs agricoles vers les eaux de surface et les eaux souterraines. Aux États-Unis, les pertes à partir des terres cultivables et des pâturages représentaient 39% et 13%, respectivement, des 8 158 000 tonnes d'azote et 31% et 17%, respectivement, des 2 015 000 tonnes de phosphore rejetées annuellement dans les eaux de surface (Carpenter et al. 1998). Dans le cadre d'une évaluation récente des pertes d'azote à partir des champs agricoles canadiens, une relation a été établie entre le surplus moyen d'azote et le volume moyen d'eau estimé quittant les champs par écoulement en surface (ruissellement) ou lessivage pour les régions canadiennes où les sols agricoles présentent un excédent d'eau (écozone Maritime du Pacifique, Colombie-Britannique, Bouclier boréal du nord de l'Ontario, du Québec et du Manitoba; écozone des Plaines à forêts mixtes du sud de l'Ontario et provinces atlantiques; Macdonald 2000b). En Colombie-Britannique, 5% des terres agricoles montrent un excédent d'eau, et l'on prévoyait que 69% de cette superficie présenterait des eaux de ruissellement ou des eaux d'infiltration renfermant plus de 14 mg d'azote/L. Dans l'est du Canada, le pourcentage des terres agricoles montrant un excédent d'eau et susceptibles de produire des eaux de ruissellement ou des eaux d'infiltration renfermant plus de 14 mg d'azote/L s'élevait à 17% en Ontario, 6% au Québec et 3% dans les provinces atlantiques (tableau 3.12). Au Canada, les pertes potentielles de phosphore à partir des champs agricoles n'ont été évaluées que pour le Québec (selon la même approche que celle utilisée pour l'azote), et cette évaluation ne précise que le risque relatif en fonction des pratiques agricoles et des caractéristiques du sol, de la topographie, des conditions météorologiques et d'autres facteurs environnementaux (Bolinder et al. 2000).

Bien qu'il n'existe aucune estimation nationale des pertes dues à la migration de l'azote et du phosphore des champs agricoles vers les eaux de surface et les eaux souterraines, des évaluations ciblant des régions ou bassins hydrographiques choisis ont été tentées. Ces évaluations sont fondées sur l'attribution de coefficients de pertes d'éléments nutritifs à divers types de terres (p. ex. pâturages, terres cultivables, forêts conifériennes, etc.) ou l'estimation des pertes d'éléments nutritifs à partir des terres agricoles par rapport aux quantités d'éléments nutritifs appliqués sous forme d'engrais ou de

fumier (Bolinder et al. 2000). Dans le but d'évaluer la portion du surplus d'éléments nutritifs migrant vers les eaux de surface et les eaux souterraines, MacDonald (2000b) a mesuré à l'échelle de champs choisis les pertes dues au ruissellement, à l'infiltration, au lessivage et aux drains en tuyaux. Par exemple, la contribution des sources agricoles aux charges d'azote et de phosphore atteignant le Saint-Laurent par la Yamaska (Québec) est estimée à 70% dans le cas de l'azote et à 75% dans celui du phosphore (Chambers et al. 2000; voir également l'étude de cas consacrée à la Yamaska, à la section 4.3).

On dispose d'informations sur les surplus/déficits d'éléments nutritifs et les pertes d'éléments nutritifs dans les eaux de surface et les eaux souterraines seulement pour l'azote total et le phosphore total. Seule une portion de la charge totale se présente sous des formes susceptibles de causer l'eutrophisation ou, dans le cas de l'azote, des effets toxiques. Une étude entreprise récemment en Alberta a montré que 65 à 100% du phosphore total provenant des bassins hydrologiques soumis à une exploitation agricole existait sous des formes dissoutes (Anderson et al. 1998, Cooke et Prepas 1998). La prédominance des formes de phosphore dissoutes dans les eaux de ruissellement pourrait être particulière aux Plaines boréales et attribuable aux caractéristiques de ces bassins hydrographiques (topographie à faible pente prolongeant le lessivage et proportion élevée de sols organiques). Comme les formes dissoutes sont plus facilement assimilables par les plantes, elles sont plus susceptibles d'induire des réponses biologiques rapides que les formes d'éléments nutritifs particulaires.

Pertes vers les eaux de surface et les eaux souterraines à partir des installations de logement et de soins des animaux d'élevage

Un sondage réalisé en 1995 auprès des exploitations agricoles canadiennes a révélé que 60% d'entre elles (133 655 exploitations) entreposaient du fumier. De ce nombre, environ 11% (14 885 exploitants) entreposaient du purin, soit toutes les fermes laitières, la plupart des exploitations porcines et 25% des exploitations avicoles (poulet et œufs). Les deux installations d'entreposage le plus couramment utilisées par les exploitations qui entreposaient du purin étaient les lagunes non revêtues (33%) et les citernes ouvertes (31%). Chez plus de 95% des exploitations qui entreposaient du purin en 1995, le site d'entreposage se trouvait à au moins 15 m du cours d'eau le plus proche et à au moins 30 m d'un puits domestique (Agriculture et Agroalimentaire Canada 1997). Toutefois, 595 exploitations du sud de l'Ontario, du sud du Québec et des provinces atlantiques avaient aménagé leur site d'entreposage à moins de 15 m du cours d'eau le plus proche, et 565 exploitations des provinces des Prairies, du sud de l'Ontario, du sud du Québec et des provinces atlantiques, à moins de 30 m d'un puits domestique.

En plus du purin, 126 470 exploitations entreposaient du fumier complet (solide) en 1995 (Agriculture et Agroalimentaire Canada 1997). Les exploitations qui stockaient du purin entreposaient également du fumier complet. Toutes les exploitations d'élevage de bovins et d'élevages mixtes et la plupart des exploitations avicoles (poulet et œufs) entreposaient du fumier complet. Chez 60% des exploitations qui entreposaient du fumier complet, celui-ci était entreposé dans un tas non protégé par un toit. Environ 99% des exploitants agricoles ont affirmé entreposer le fumier complet à plus de 15 m du cours d'eau le plus proche, et 97% d'entre eux, à plus de 30 m d'un puits domestique (Agriculture et Agroalimentaire Canada 1997).

D'autres sources d'éléments nutritifs contribuent aux apports d'éléments nutritifs dans les eaux de surface, notamment les déchets des laiteries de ferme qui s'écoulent jusqu'aux cours d'eau par des

drains en tuyaux, les bestiaux qui viennent s'abreuver le long des berges des cours d'eau, l'érosion des berges causée par le piétinage du bétail ou le travail du sol et les déchets de serre. Il existe peu de données à l'échelle régionale et aucune à l'échelle nationale sur les pertes dues à la migration d'éléments nutritifs des installations de logement ou de soins des animaux d'élevage ou des installations d'entreposage du fumier vers les eaux de surface ou les eaux souterraines. Des études portant sur des endroits bien précis ont montré que les pertes dans le sol, l'air et l'eau à partir des installations d'entreposage du fumier de bovins s'élèvent à 40% et, dans le cas du fumier de porc ou de volaille, à 25% (MAAARO 1997; Environnement Canada 2000b). Par exemple, il a été estimé, dans le cadre d'une étude sur la gestion des éléments nutritifs agricoles dans la vallée du bas Fraser, en Colombie-Britannique, qu'environ 15 à 20% de l'azote présent dans le fumier des bovins et vaches laitières logés dans des granges se perdait dans l'air, comparativement à 10 à 20% pour le fumier entreposé. La contribution estimée des eaux de ruissellement et d'infiltration aux pertes d'azote variait entre 0 et 10% (Brisbin 1995). L'auteur de cette même étude a également estimé à 15 à 20% les pertes dans l'air de l'azote contenu dans le fumier de porcs logés à l'intérieur de bâtiments et à 10 à 20% les pertes (principalement dans l'air) survenant durant l'entreposage du fumier.

Les pertes résultant de la migration de l'azote et du phosphore des installations de logement ou de soins aux animaux d'élevage ou des installations d'entreposage du fumier vers les eaux de surface ou les eaux souterraines n'ont pas été estimées à l'échelle nationale.

Pertes dans l'atmosphère

La majorité des pertes d'azote dans l'atmosphère associées au secteur agricole résultent de la volatilisation de l'ammoniac contenu dans le fumier ou les engrais et de la production d'oxyde nitreux par la dénitrification bactérienne du nitrate du sol. La décomposition des cultures cause également une perte d'ammoniac, et la minéralisation de la matière organique, des pertes de monoxyde d'azote et d'oxyde nitreux du sol. Les pertes d'une partie de l'azote contenu dans le fumier et les engrais peuvent représenter des pertes économiques importantes pour les agriculteurs et avoir des incidences néfastes pour l'environnement. La combustion de carburants et le brûlage de la biomasse occasionnent également des pertes, mais leur analyse déborde le cadre du présent chapitre. L'érosion du sol par le vent et l'eau est une autre cause de pertes d'éléments nutritifs. Bien que les pratiques de gestion agricole puissent accélérer l'érosion due à des facteurs naturels (Podbury et Stushnoff 2000; Shelton et al. 2000), nous n'examinerons pas les pertes résultant de l'érosion dans le présent chapitre.

Les pertes d'ammoniac dans l'atmosphère se produisent dans une large mesure durant l'entreposage et la manipulation du fumier et l'épandage d'engrais. Les pertes d'ammoniac associées au fumier et aux engrais chimiques résultent principalement de l'épandage sur les sols et augmentent généralement par temps chaud et sec. Entre 3 et 60% du NH_3 appliqué peut être perdu, selon le type de matériel appliqué, les conditions du sol (humidité et pH) et le temps écoulé entre l'application de l'engrais et son incorporation dans le sol (McGinn et Janzen 1998). En 1995, au Canada, les émissions agricoles d'azote sous forme d'ammoniac ont été estimées à 570 000 tonnes (Vézina 1997). La contribution du fumier aux émissions d'ammoniac total s'élevait à 87%, et celle des engrais, à 13%. Dans le cas particulier des émissions d'ammoniac associées au fumier, 59% de l'ammoniac perdu provenait du fumier de bovins, 21%, du fumier de volaille et 19%, du fumier de porc.

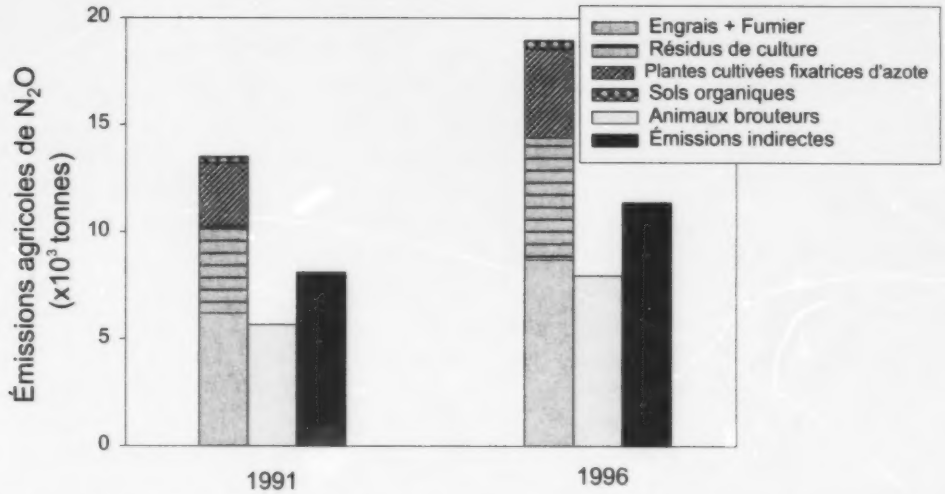


Figure 3.10. Sources agricoles d'émissions d'oxyde nitreux au Canada en 1991 et 1996. Les émissions directes sont associées aux sols et aux animaux brouteurs. Les émissions indirectes résultent de la volatilisation, du lessivage et du ruissellement de l'azote. Données adaptées d'Environnement Canada 1997a; Monteverde et al. 1997; Desjardins et Keng 1999; Desjardins et Reznek 2000.

L'épandage d'engrais entraîne également des pertes d'oxyde nitreux (N_2O). Lorsque du fumier ou un engrais azoté inorganique est appliqué sur le sol, la majeure partie de l'azote qu'il contient est oxydé en nitrates avant d'être assimilé par les plantes. Ce processus s'accompagne d'une perte d'oxyde nitreux dans l'atmosphère. Au Canada, les émissions d'oxyde nitreux associées aux activités agricoles ont augmenté de 31 000 tonnes par année durant la période 1981-1991 à 38 000 tonnes par année en 1996 (Desjardins et Keng 1999). Les émissions directes à partir du sol résultant de l'épandage de fumier et d'engrais commerciaux, estimées à quelque 6 000 tonnes en 1991 et 9 000 tonnes en 1996, constituent la plus importante source agricole d'oxyde nitreux (figure 3.10; Desjardins et Keng 1999). Les pertes imputables à l'épandage de fumier et d'engrais, à la décomposition des résidus de culture, à la fixation de l'azote par certains types de culture et à la mise en culture des sols organiques représentent respectivement 23%, 15%, 11% et moins de 1% des émissions totales provenant du sol (Desjardins et Keng 1999). En 1996, les animaux brouteurs et la gestion du fumier ont provoqué des pertes d'azote de 8 000 tonnes d'azote (21% des émissions totales de N_2O), tandis que les émissions indirectes associées à la précipitation du NH_3 et des NO_x et au lessivage d'azote du sol ont engendré des pertes d'azote de 11 000 tonnes (Monteverde et al. 1997; Desjardins et Keng 1999).

Les activités agricoles entraînent également la libération de monoxyde d'azote et de dioxyde d'azote (c.-à-d. NO_x) dans l'atmosphère. Bien qu'aucune estimation nationale des émissions de NO_x associées aux activités agricoles ne soit disponible, on croit que la quantité d'oxydes d'azote libérée par les sols (et résultant des processus de nitrification et de dénitrification) pourrait être comparable à celle générée par les sources industrielles (Janzen et al. 1998).

L'épandage d'engrais occasionne la perte d'une faible quantité de phosphore dans l'atmosphère. Si l'on pose un facteur d'émission de $9{,}81 \times 10^{-4}$ tonnes de phosphore par tonne d'engrais appliquée, cette perte s'établissait à 783 tonnes en 1978 (Environnement Canada 1983). La majeure partie du phosphore est perdue sous forme de phosphate.

3.4 Accroissement du rendement de l'aquaculture et des pêches

Dans sa définition la plus large, l'aquaculture désigne la culture d'organismes aquatiques (poissons, mollusques, crustacés, autres invertébrés, algues unicellulaires, macro-algues et végétaux supérieurs) à l'aide de méthodes extensives ou intensives permettant d'élever la production ou le rendement par unité de surface ou de volume à un niveau supérieur au niveau de production ou de rendement naturel dans un environnement aquatique donné (Comité de mariculture, Conseil international pour l'exploration de la mer, *in* Boghen 1989). Les organismes aquatiques produits à l'aide de ces techniques d'élevage sont destinés à la consommation, à la production de poissons d'ornement ou de poissons-appâts ou à l'amélioration des ressources (Boghen 1989).

L'aquaculture est encore une petite industrie au Canada. Elle tire ses origines des écloseries mises sur pied pour produire des alevins pour les programmes provinciaux d'empoissonnement. L'aquaculture est toutefois en pleine expansion et permet aujourd'hui l'élevage d'environ 45 espèces de poissons et de huit espèces d'invertébrés (tableau 3.13). La truite arc-en-ciel, le saumon de l'Atlantique et l'omble chevalier forment l'essentiel de la production de poissons destinée à la consommation humaine (MPO 1998), tandis que les palourdes, les huîtres, les moules et les pétoncles accaparent une part importante de la production d'invertébrés au Canada (MPO 1998). En 1996, dans les dix provinces canadiennes, les exploitations aquacoles ont produit 53 000 tonnes de poissons et 19 000 tonnes de coquillages, production évaluée à 350 millions de dollars (tableau 3.14). Cinquante-huit pour cent de cette production a été réalisée en mer, et 42% en eau douce (tableau 3.15), et la majorité a été effectuée en Colombie-Britannique et au Nouveau-Brunswick.

L'ampleur des exploitations aquacoles varie considérablement, allant de simples étangs privés contenant quelques douzaines de poissons d'ensemencement destinés aux amateurs de pêche sportive aux grandes exploitations de mariculture en cages produisant annuellement des milliers de tonnes de poissons. Selon le type de source d'eau utilisée, ces exploitations peuvent être classées en trois grandes catégories : ouvertes, semi-fermées et fermées (Landau 1992). Dans le cas des systèmes ouverts, une source d'eau naturelle comme l'océan ou un lac est utilisée, et des enceintes comme des parcs (palourdes) ou des cages (poissons) sont installées dans le plan d'eau (Landau 1992). Ces enceintes vont de simples structures de contention retenues par des poteaux ou des piquets à des cages ou radeaux flottants. Les systèmes semi-fermés utilisent des sources d'eau naturelle dans des installations spécialement conçues (Landau 1992). Ce type de système permet une meilleure maîtrise des conditions d'élevage, d'où une croissance plus uniforme et de meilleurs rendements par unité de surface. Les écloseries sont typiquement des systèmes semi-fermés. Enfin, les systèmes fermés ne comportent aucun échange d'eau avec l'environnement naturel. Les élevages s'effectuent à très fortes densités, dans des réservoirs ou des étangs dont l'eau fait l'objet de traitements extensifs et est recyclée fréquemment (Landau 1992). Dans les exploitations aquacoles (poissons), les pertes d'éléments nutritifs résultent de l'excrétion par les poissons de déchets dissous ou solides et de la décomposition de la nourriture excédentaire. Ces exploitations aquacoles nécessitent un apport de nourriture et, de fait, contribuent à accroître le risque de fertilisation des eaux avoisinantes. En revanche, les exploitations conchycoles canadiennes dépendent des sources de nourriture naturelles dans les eaux ambiantes (Bob Hooper, Memorial University, comm. pers.) et, dès lors, ne contribuent pas à l'enrichissement en éléments nutritifs des milieux environnants.

Tableau 3.13. Poissons et invertébrés dont la production est autorisée au Canada (sources des données: Moccia et Bevan 1996; BC Fisheries 1998).

Poissons	
Esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*)	Ventre citron (*Phoxinus neogaeus*)
Saumon de l'Atlantique (*Salmo salar*)	Méné à nageoires rouges (*Luxilus cornutus*)
Truite brune (*Salmo trutta*)	Chatte de l'Est (*Notemigonus crysoleucas*)
Omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*)	Méné émeraude (*Notropis atherinoides*)
Touladi (*Salvelinus namaycush*)	Carpe (*Cyprinus carpio*)
Omble chevalier (*Salvelinus alpinus*)	Cyprin doré (*Carassius auratus*)
Saumon quinnat (*Oncorhynchus tshawytscha*)	Barbotte brune (*Ameiurus nebulosus*)
Saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*)	Barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*)
Saumon rose (*Oncorhynchus gorbuscha*)	Anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*)
Truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*)	Achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*)
Grand corégone (*Coregonus clupeaformis*)	Achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*)
Cisco de lac (*Coregonus artedi*)	Crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*)
Maskinongé (*Esox masquinongy*)	Crapet-soleil (*Lepomis gibbosus*)
Grand brochet (*Esox lucius*)	Marigane noire (*Pomoxis nigromaculatus*)
Mulet à cornes (*Semotilus atromaculatus*)	Doré (*Stizostedion vitreum*)
Meunier noir (*Catostomus commersoni*)	Doré noir (*Stizostedion canadense*)
Ventre—pourri (*Pimephales notatus*)	Perchaude (*Perca flavescens*)
Tête-de-boule (*Pimephales promelas*)	Tilapia (*Oreochromis, Sarotheradon, Tilapia*)
Ventre rouge du Nord (*Phoxinus eos*)	Aiglefin (*Melanogrammus aeglefins*)
Flétan atlantique (*Hippoglossus hippoglossus*)	Plie rouge (*Pleuronectes ferrugineus*)
Morue franche (*Gadus morhua*)	Limande à queue jaune (*Pleuronectes americanus*)
Lompe (*Cyclopterus lumpus*)	Bar rayé (*Morone saxatilis*)
Loup atlantique (*Anarhichas lupus*)	
Invertébrés	
Huître creuse du Pacifique (*Crassostrea gigas*)	Huître plate (*Ostrea edulis*)
Panope (*Panopea generosa*)	Palourde du Pacifique (*Protothaca staminea*)
Palourde japonaise (*Tapes philippinarum*)	Pétoncle du Japon (*Pecten yessoensis*)
Moule méditerranéenne (*Mytilus galloprovincialis*)	Moule bleue (*Mytilus edulis*)
Oursin vert (*Strongylocentrotus droebachiensis*)	Écrevisses (*Orconectes immunus, O. virilis, O. propinquus, Cambarus robustus, C. bartonii*)

Parmi les trois catégories d'exploitations aquacoles, seuls les systèmes ouverts et semi-fermés comportent des échanges d'eau avec des plans d'eau naturel (lac ou eaux côtières) et, de ce fait, peuvent avoir des effets sur l'environnement naturel. De plus, les émissions et le traitement des effluents des systèmes aquacoles fermés sont régis par des lois et règlements provinciaux. Outre le nombre de poissons élevés, la quantité et la qualité des aliments sont les principaux facteurs qui influent sur l'ampleur des pertes d'éléments nutritifs dans l'environnement, parce qu'elles déterminent la quantité des déchets alimentaires et des pertes dues à l'excrétion (Persson 1991; Cho et Bureau 1997). La quantité de nourriture utilisée dépend de l'espèce de poisson élevée et des objectifs de production de l'exploitation. L'objectif de l'exploitant est d'ajuster les quantités de nourriture offerte au rythme de la consommation des poissons afin de maximiser les profits tout en réduisant le plus possible les effets négatifs éventuels d'une détérioration de la qualité de l'eau (causée par un apport alimentaire excessif) sur les poissons, certaines espèces étant particulièrement sensibles à cet égard (p. ex. omble et truite). Pour atteindre cet objectif, l'exploitant doit obligatoirement établir un équilibre entre la proportion d'éléments nutritifs utilisée pour assurer la croissance des poissons et la proportion libérée dans l'eau par la décomposition de la nourriture excédentaire et/ou l'excrétion des déchets métaboliques (Cho et al. 1994).

Les chercheurs ont redoublé d'efforts au cours des dernières années en vue d'améliorer la qualité de la nourriture offerte aux poissons et d'accroître ainsi la conversion biologique de la nourriture en production animale et de réduire le gaspillage (Cho et al. 1994; Cho et Bureau 1997). Une étude

Tableau 3.14. Données de 1996 sur le volume et la valeur de la production aquacole canadienne par province (source des données: MPO 1998).

Province/Territoire	Poissons (t)	Coquillages (t)	Valeur (milliers de dollars)
Terre-Neuve	1 319	386	6 139
Nouveau-Brunswick	16 380	733	123 818
Nouvelle-Écosse	1 511	773	10 421
Île-du-Prince-Édouard	64	10 493	14 444
Québec	1 000	100	4 100
Ontario	4 000	0	16 060
Manitoba	(1)	0	(1)
Saskatchewan	775	0	3 420
Alberta	110	0	660
Colombie-Britannique	27 731	6 475	170 744
Canada	52 907	18 960	349 910

(1) Comme la majorité des exploitations aquacoles sont privées, nous ne disposons d'aucune donnée les concernant.

approfondie par Cho et al. (1994) a révélé que les teneurs en azote et en phosphore des aliments couramment offerts aux poissons d'élevage varient entre 1,4 et 13,6% et 0,3 à 5,9%, respectivement, selon les ingrédients utilisés pour leur fabrication. Les améliorations apportées aux formulations de ces aliments ont permis de réduire depuis le début des années 1980 les concentrations de phosphore d'environ 1,62% à environ 0,9% et celles d'azote d'environ 8,45% à environ 7,2% (Ackefors et Enell 1990). Selon une analyse des déchets rejetés par une salmoniculture (MPO 1997), les teneurs en phosphore et d'azote des aliments offerts aux saumons s'établissaient à 1,2% et à 6,4%.

L'amélioration de la qualité de la nourriture a également permis de réduire le coefficient de conversion (rapport du poids humide des aliments utilisés au poids humide des poissons produits). Ce coefficient a diminué d'au moins 3,5 fois depuis l'introduction de la salmoniculture en Norvège il y a près de 45 ans et de 1,5 à 2 fois depuis 1985 en Colombie-Britannique (MPO 1997). L'étude du ministère des Pêches et des Océans du Canada (MPO) a utilisé pour les saumons de l'Atlantique et les saumons du Pacifique (Colombie-Britannique) produits en salmoniculture des coefficients de 1,15 et 1,3, respectivement, pour un coefficient moyen (pondéré selon la proportion de chaque espèce élevée en Colombie-Britannique) de 1,2.

La méthode d'alimentation peut également influer sur la vitesse à laquelle la nourriture se disperse dans l'environnement. Dans des cages d'élevage de saumons installées dans le bassin Sooke, dans le sud de l'île de Vancouver, Levings (1994) a noté que la nourriture excédentaire et les particules se déposaient à raison de 54,3 g de poids sec/m^2/j lorsque les poissons étaient nourris à l'aide de distributeurs d'aliments automatiques, mais à raison de seulement 19,1 g de poids sec/m^2/j lorsque les poissons étaient nourris à la main.

La plupart des chercheurs qui ont évalué les charges d'éléments nutritifs rejetées par des exploitations aquacoles dans les écosystèmes aquatiques se sont intéressés aux grandes salmonicultures en cages établies dans les eaux côtières et, dans une moindre mesure, en eau douce. Des études d'exploitations d'élevage de truite arc-en-ciel et de saumon de l'Atlantique ont révélé que les pertes d'éléments nutritifs (dissous et particulaires) à partir des cages variaient de 3 à 35 kg de phosphore et 20 à 260 kg d'azote par tonne de poisson produite (Penczak et al. 1982; Ackefors et Enell 1990; Holby et Hall 1991; Jensen 1991; Johnsen et Wandsvik 1991; Hall et al. 1992; Levings 1994; Einen et al. 1995; MacIsaac et Stockner 1995). Ces études ont montré que seulement 20 à 30% des éléments

Tableau 3.15. Pourcentage des exploitations aquacoles canadiennes établies dans des environnements marins ou dulcicoles, par province en 1996. Sources des données: autorités provinciales octroyant des concessions; données compilées pour l'Alliance de l'industrie canadienne de l'aquaculture (CAIA 1998).

Province/Territoire	Marin	Dulcicole
Terre-Neuve	100	0
Nouveau-Brunswick	63	37
Nouvelle-Écosse	100	0
Île-du-Prince-Édouard	100	0
Québec	7	93
Ontario	0	100
Manitoba	0	100
Saskatchewan	0	100
Alberta	0	100
Colombie-Britannique	78	22
Canada	58	42

nutritifs ajoutés sont habituellement incorporés dans la biomasse des poissons et éliminés lorsque les poissons sont capturés, et que les 70 à 80% restants se dispersent dans l'environnement sous forme de déchets métaboliques, de fèces et de fragments de nourriture non consommés.

Dans une évaluation des pertes d'éléments nutritifs provenant d'exploitations aquacoles suédoises dans les eaux côtières, Ackefors et Enell (1990) ont estimé les pertes de phosphore à 9,5 kg/tonne de poisson produite (pour un coefficient de conversion de 1,5 et une teneur en phosphore des aliments de 0,9%) et les pertes d'azote, à 78 kg/tonne de poisson produite (pour un coefficient de conversion de 1,5 et une teneur en azote des aliments de 7,2%). Dans une évaluation similaire d'exploitations d'élevage de saumons de l'Atlantique et du Pacifique en Colombie-Britannique, le MPO (MPO 1997) a estimé les pertes de phosphore et d'azote à respectivement 9,2 kg et 43 kg/tonne de poisson produite (pour un coefficient de conversion de 1,2 et des teneurs en phosphore et en azote des aliments de 1,2% et 6,4%). Si l'on applique les coefficients de perte de phosphore et d'azote utilisés par le MPO (MPO 1997) à l'ensemble des exploitations aquacoles (poissons) canadiennes, l'apport total d'éléments nutritifs associé aux exploitations aquacoles canadiennes (calculé en multipliant la production totale de poissons au Canada [tableau 3.14] par le pourcentage de production dans les eaux marines et les eaux intérieures [tableau 3.15], puis en multipliant le résultat par 9.2 kg de phosphore/an ou 43 kg d'azote/an) s'élève à 204 tonnes de phosphore/an et 956 tonnes d'azote/an dans les eaux intérieures, et à 282 tonnes de phosphore/an et 1 320 tonnes d'azote/an dans les eaux côtières. En comparaison, une population de 100 000 habitants desservie par une usine de traitement secondaire rejette 25 tonnes de phosphore/an et 365 tonnes d'azote/an sous forme d'eaux usées (en supposant une charge de 3,38 g de phosphore/habitant/j et une élimination de 80% du phosphore, et une charge de 10 g d'azote/habitant/j).

La fertilisation directe a été utilisée non seulement dans les exploitations aquacoles, mais aussi dans les lacs et cours d'eau oligotrophes de la Colombie-Britannique pour accroître la production de poissons de pêche sportive, en particulier de saumons rouges anadromes. L'ajout d'éléments nutritifs vise à accroître les disponibilités alimentaires (l'abondance des algues et, de là, celle des invertébrés et du zooplancton) pour les alevins de saumon. Par exemple, en provoquant dans la rivière Keogh, en Colombie-Britannique, une élévation des concentrations moyennes estivales d'azote de 25 µg/L à 30-100 µg/L et de phosphore de <1 µg/L à 10-15 µg /L, l'ajout d'éléments nutritifs a causé une

augmentation de cinq à dix fois de la biomasse du périphyton et une augmentation du poids des alevins de saumon de 1,4 à 2,0 fois (Johnston et al. 1990). Dans le lac Kootenay, en Colombie-Britannique, l'ajout pendant cinq ans d'azote et de phosphore à raison de 206 tonnes/an et de 47 tonnes/an, respectivement, a causé une augmentation des densités du zooplancton et, en conséquence, de la taille et de la fécondité des saumons rouges reproducteurs (Ashley et al. 1997). De façon globale, l'ajout d'éléments nutritifs dans divers lacs et cours d'eau de la Colombie-Britannique a contribué à revitaliser la pêche au saumon en Colombie-Britannique en stimulant la prolifération des bactéries, du phytoplancton et du zooplancton et, ce faisant, en augmentant de 60% le poids des saumoneaux (Stockner et MacIsaac 1996).

3.5 Pratiques de gestion forestière

Les forêts, en particulier celles qui couvrent des terrains à forte pente et qui subissent l'influence de précipitations abondantes, contribuent de façon importante à l'apport d'eau dans les cours d'eau et les lacs. Les forêts jouent un rôle important dans le recyclage de grandes quantités d'azote et d'autres éléments nutritifs et réduisent ainsi considérablement les pertes dans les eaux de surface. Des données amassées dans le cadre d'études de petits bassins hydrographiques et de programmes de surveillance à plus grande échelle ont révélé que l'eau des cours d'eau drainant des forêts non perturbées est généralement de bonne qualité et contient peu d'éléments nutritifs dissous et de sédiments en suspension. Les pratiques de gestion forestière qui perturbent le cycle des éléments nutritifs entre le sol et les arbres peuvent provoquer une hausse des teneurs de l'eau des cours d'eau en azote dissous, en cations de base et, dans une moindre mesure, en phosphore. Toutefois, les pertes d'éléments nutritifs dans les cours d'eau dues aux pratiques de gestion forestière ont été évaluées seulement en quelques endroits au Canada. L'évaluation des effets de ces pratiques sur la quantité et la qualité de l'eau est par conséquent difficile et souvent confondue par divers facteurs comme la diversité du climat, du relief et de la végétation entre les régions.

Exploitation

L'aménagement des bassins hydrographiques boisés peut avoir des effets considérables sur la qualité de l'eau des cours d'eau et des lacs, en particulier sur les paramètres physiques. Les sédiments provenant des chemins d'exploitation forestière, des pistes de débardage et des chantiers de façonnage et l'érosion du sol en terrain accidenté contribuent à accroître les concentrations de sédiments en suspension (y compris des formes particulaires d'azote et de phosphore) dans les cours d'eau. En période de débit de crue, la concentration de solides en suspension dans les cours d'eau traversant des bassins hydrographiques ayant récemment fait l'objet d'une coupe à blanc peut s'élever considérablement par rapport aux périodes de débit normal. Par exemple, les charges de sédiments charriées par des cours d'eau traversant une forêt côtière de la Colombie-Britannique ont décuplé par suite de l'augmentation de l'érosion des berges de ces cours d'eau après une coupe à blanc. Les effets varient selon le type de sol, la pente, le climat et l'ampleur des activités de gestion forestière. Le risque de dégradation de la qualité de l'eau augmente lorsque l'application des pratiques de gestion forestière est déficiente.

Il a été démontré que les coupes à blanc entraînent une augmentation des concentrations d'éléments nutritifs dissous (dont le nitrate). Le déboisement accroît le lessivage des éléments nutritifs, ces derniers n'étant plus assimilés par les arbres pendant un certain temps. Les effets d'une coupe à blanc sur les concentrations de nitrate dans les cours d'eau de premier ordre drainant de petits bassins

Tableau 3.16. Effet de l'exploitation sur les concentrations d'azote et de phosphore dans les ruisseaux [+].

	NO_3- N (mg/L)		PO_4- P (µg/L)			
Province	Ruisseau témoin	Ruisseau traité	Ruisseau témoin	Ruisseau traité	Traitement	Référence
N.-B.	0,12	0,60	--	--	Coupe à blanc 100%	Krause (1982)
Ont.	0,03	0,02	10,0	20,0	Coupe à blanc 100%	Nicolson et al. (1982)
Ont.	0,11	0,08	10,8	9,0	Coupe à blanc 75%	Nicolson (1988)
C.-B.	0,04	0,50	--	--	Coupe à blanc 100%	Feller et Kimmins (1984)
C.-B.	0,003	0,006	0,08	0,07	Coupe à blanc 100%	Scrivener (1987)

[+] Concentration annuelle moyenne maximale au cours de la période suivant le traitement.

hydrographiques boisés non perturbés ont été étudiés de façon approfondie dans le bassin du ruisseau Hubbard (New Hampshire, États-Unis) (parcelle témoin: 0,2 mg de NO_3^-/L; parcelle ayant fait l'objet d'une coupe à blanc: 3,9 mg de NO_3^-/L, Hornbeck et al. 1987; parcelle témoin: < 1 mg/L de NO_3, parcelle ayant fait l'objet d'une coupe par bandes: 9 mg/L de NO_3^-, parcelle ayant fait l'objet d'une coupe à blanc: 30 mg/L de NO_3 un an après la coupe, Martin et al. 2000). Au Canada, des hausses des concentrations de nitrate dans les cours d'eau ont également été observées après une coupe à blanc dans certains des bassins hydrographiques étudiés, mais pas dans tous (tableau 3.16). Les augmentations des concentrations de nitrate relevées étaient toutefois passablement faibles en comparaison des hausses observées dans le bassin du ruisseau Hubbard. Les quelques chercheurs qui ont étudié les fluctuations des concentrations de phosphate dissous ont constaté qu'en règle générale, ces concentrations sont demeurées stables après le déboisement ou ont augmenté durant de brèves périodes. Par exemple, trois lacs du nord de l'Ontario, dans l'écozone du Bouclier boréal, ont présenté peu de changements dans la qualité de l'eau au cours des trois années qui ont suivi une coupe expérimentale de 45 à 75 % de la superficie boisée de leurs bassins (Steedman 2000). Une étude récente de cours d'eau du Bouclier boréal au Québec fait exception à cet égard, car elle n'a pas permis de relever d'augmentation de l'exportation de nitrate à partir de cours d'eau baignant des bassins soumis à une exploitation forestière par rapport aux bassins de référence; ses auteurs ont cependant observé le doublement des exportations de phosphore total et d'azote total durant l'année qui a suivi les coupes (Lamontagne et al. 2000). Même si l'exportation de ces éléments nutritifs à partir des cours d'eau étudiés a diminué au cours des années suivantes, celle-ci est quand même demeurée supérieure à partir des bassins soumis à une exploitation forestière par rapport aux bassins de référence deux (phosphore total) ou trois (azote total) ans après les coupes. Les effets des coupes à blanc sur les concentrations d'éléments nutritifs sont amplifiés par une augmentation de la production d'eau. Par exemple, dans le nord-ouest de l'Ontario, le lessivage du phosphore (dissous et en suspension) dans un bassin couvert par un peuplement de pin gris et d'épinette noire est passé de 0,07 à 0,22 kg/ha/an immédiatement après une coupe à blanc (Nicolson et al. 1982).

Le calcul des bilans massiques permet également d'évaluer les effets de l'exploitation forestière sur la rétention des éléments nutritifs par un peuplement ou un bassin hydrographique. Des bilans d'éléments nutritifs ont été calculés seulement pour quelques forêts (p. ex. tableau 3.17). Des évaluations des quantités d'éléments nutritifs éliminées par l'exploitation des ressources et le lessivage

Tableau 3.17. Bilan des éléments nutritifs dans une forêt coniférienne et une forêt décidue de l'Ontario. Sources des données: Mahendrappa et al. 1986; N. Foster, Ressources naturelles Canada, données inédites.

Type de forêt	Éléments nutritifs (kg/ha/an)	
	Azote	Phosphore
Forêt coniférienne boréale (pins gris parvenus à maturité croissant dans un sol podzolique)		
Apports		
Précipitations	3,0	0,5
Dépôts secs	0,7	0,1
Fixation de l'azote atmosphérique	0,02	--
Pertes		
Récolte des fûts	1,3	0,1
Récolte des cimes	1,5	0,15
Écoulement fluvial	0,1	0,01
Gains/Pertes	+0,8	+0,3
Forêt de décidus tolérants de la zone tempérée (érables à sucre parvenus à maturité croissant dans un sol podzolique)		
Apports		
Précipitations	8,7	0,3
Dépôts secs	2,2	0,1
Fixation de l'azote atmosphérique	0,3	--
Pertes		
Récolte des fûts	1,8	0,1
Récolte des cimes	1,9	0,1
Écoulement fluvial	3,7	0,02
Gains/Pertes	+3,8	+0,2

du sol après la récolte dans un peuplement coniférien peu fertile et dans un peuplement décidu modérément fertile donnent à croire qu'à long terme, l'exploitation par coupe à blanc engendre seulement de faibles gains nets ou pertes nettes à partir des réserves d'éléments nutritifs du sol, à l'exception de l'azote dans la forêt de décidus tolérants. En conséquence, l'impact global d'une coupe à blanc, considéré dans la perspective d'une rotation de 60 à 100 années, se limitera généralement à de faibles augmentations ou réductions des apports d'éléments nutritifs dans les cours d'eau. Par exemple, une étude paléolimnologique de la composition du phytoplancton n'a pas révélé de signes d'eutrophisation à partir du début des opérations de coupe du bois, dans les années 1870 à 1890 environ, dans le bassin d'un lac du nord du Michigan (Scully et al. 2000). Toutefois, à court terme (c.-à-d. dans les quelques années suivant les coupes), des apports d'éléments nutritifs faibles en comparaison peuvent affecter les lacs, en particulier ceux ayant une faible teneur naturelle en éléments nutritifs. Ainsi, au cours des trois années suivant l'exploitation forestière, les concentrations de phosphore total et d'azote organique total étaient beaucoup plus élevées dans les lacs du Bouclier boréal au Québec que dans les lacs dont le bassin n'a pas été perturbé (Carignan et al. 2000). Dans les lacs dont le bassin a été soumis à l'exploitation forestière, on a observé une forte augmentation de la quantité de phytoplancton durant la première année suivant les coupes, augmentation qui aurait probablement été encore plus grande si l'accroissement des apports de carbone organique dissous colorant l'eau n'avait pas réduit la pénétration de la lumière (Planas et al. 2000).

Les effets de l'exploitation forestière sur les concentrations de solides dissous (y compris l'azote et le phosphore) dépendent de l'intensité de la récolte, du couvert forestier, du type de sol et de la pente du terrain considéré. Les effets varient également selon le niveau de protection fourni durant la perturbation (bandes riveraines et bandes tampons). Les hausses des concentrations de nitrate

dépendent des retombées atmosphériques d'azote, de l'intensité des processus de nitrification dans le sol et de la demande en azote des plantes en régénération et des organismes vivant dans les cours d'eau. Le redressement de la qualité de l'eau est fortement lié à la vitesse à laquelle le couvert végétal se rétablit.

Préparation des sites et brûlage des rémanents

Après la coupe, les parcelles exploitées font souvent l'objet de travaux de préparation visant à recréer des conditions environnementales favorisant l'établissement et la croissance des semis plantés. L'exposition du sol minéral causée par les travaux de préparation peut contribuer à accroître le ruissellement en surface et l'émigration hors du site des éléments nutritifs sous une forme dissoute ou liée aux sédiments. L'élimination complète ou l'andainage des rémanents et l'élimination des couches organiques du tapis forestier engendrent souvent les pertes les plus lourdes. Les pertes résultant du lessivage des éléments nutritifs vers les eaux de surface après la préparation du site n'ont pas encore été quantifiées.

En Colombie-Britannique, l'augmentation des concentrations de nitrate observée dans les cours d'eau de premier ordre à la suite du brûlage des rémanents s'est révélée nettement supérieure à celle enregistrée après la coupe à blanc (Feller et Kimmins 1984). Les cendres ont fait augmenter le pH des sols forestiers très acides, accélérant du même coup les processus de nitrification dans le sol. Le lessivage des cendres dans les cours d'eau a également déjà été observé après des incendies de forêt. Toutefois, dans tous les cas, les plus fortes concentrations de nitrate mesurées étaient encore largement inférieures aux valeurs limites établies pour l'eau potable.

Fertilisation

Dans la plupart des régions du Canada, on n'applique pas d'engrais azotés et phosphorés dans les forêts naturelles et les plantations, cette pratique étant jugée trop onéreuse. Toutefois, en Colombie-Britannique, des applications limitées ont été réalisées dans des forêts de conifères établies sur des terres publiques (figure 3.11) et privées, tant le long des côtes qu'à l'intérieur des terres, en vue d'accroître le rendement de sites jugés modérément à très productifs. L'azote est appliqué à raison de 150 à 250 kg/ha, mais rarement plus d'une fois durant une rotation. En 1994-1995, environ 6 800 ha ont fait l'objet d'une fertilisation azotée à une dose moyenne de 200 kg/ha. En d'autres mots, 1 400 tonnes d'azote ont été appliquées sous forme d'engrais dans les forêts de la Colombie-Britannique. Dans un résumé d'expériences de fertilisation réalisées dans les nord-ouest des États-Unis, Binkley et Brown (1993) ont conclu que l'application d'engrais azotés dans les forêts ne provoque pas de hausse excessive des concentrations de nitrate dans les cours d'eau. Deux études réalisées en Colombie-Britannique et au Nouveau-Brunswick ont cependant démontré le contraire, l'application d'azote entraînant des augmentations substantielles mais de courte durée des concentrations de nitrate dans les cours d'eau presque jusqu'aux valeurs jugées nocives pour les humains. Dans le cadre de ces études, rien n'a été tenté pour prévenir le plus possible l'application d'azote au-dessus des cours d'eau. En conséquence, les augmentations initiales des concentrations d'azote résultaient de l'interception par les cours d'eau de l'azote appliqué par voie aérienne. Même dans le cas où des augmentations significatives des concentrations d'azote inorganique ont été observées dans les cours d'eau (tableau 3.16) et les sols au cours de l'année suivant l'application, les conditions sont rapidement revenues à la normale par la suite (Jewett et al. 1995). Dans le cadre d'une autre étude, jusqu'à 90% de l'azote appliqué dans une pinède boréale sous forme d'urée a été retenu par la végétation et le sol ou s'est volatilisé à partir de la surface du sol (Morrison et Foster 1977).

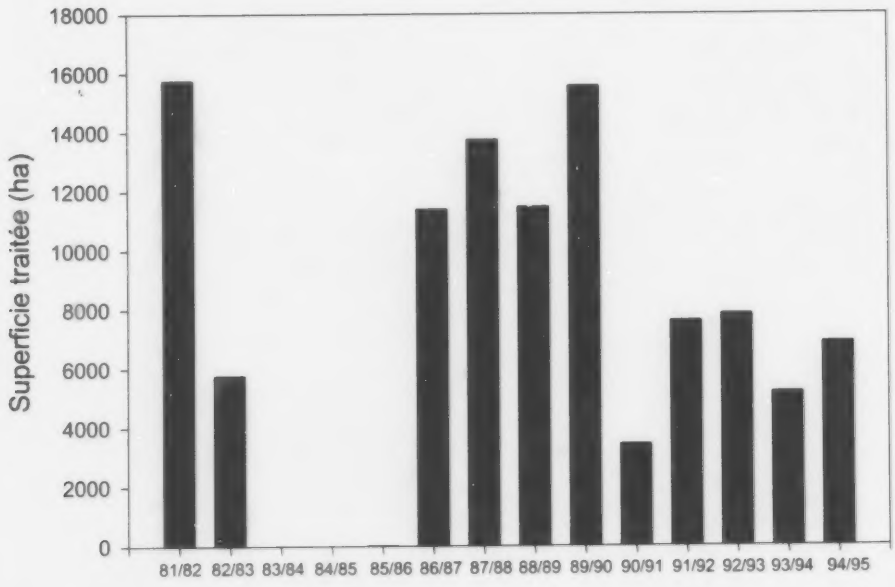


Figure 3.11. Superficie des terres publiques en Colombie-Britannique ayant fait l'objet d'une fertilisation azotée entre 1981 et 1995. (Source des données: BCF 1997).

En bref, les quelques études consacrées aux effets de la fertilisation des forêts indiquent que les pertes d'éléments nutritifs induites par les pratiques de gestion forestière sont faibles en comparaison des pertes associées à la récolte de la biomasse ou aux fumées produites par le brûlage des rémanents. Toutefois, compte tenu du peu d'informations disponibles sur le lessivage des éléments nutritifs dans les forêts canadiennes, il est impossible d'inférer quoi que ce soit au sujet des pertes d'éléments nutritifs engendrées par les pratiques de gestion forestière. Il faudra mener d'autres recherches afin de quantifier les pertes d'éléments nutritifs à partir de systèmes terrestres dans les eaux souterraines et de surface à la suite d'opérations de coupe de bois dans les diverses écozones boisées du Canada.

3.6 Transport des polluants et retombées atmosphériques

Avant de se déposer sur la surface de la Terre, les polluants atmosphériques peuvent être transportés par les vents et les courants aériens planétaires sur des distances variant entre quelques dizaines de mètres à des milliers de kilomètres à partir de leur point de rejet. Les retombées ou dépôts atmosphériques désignent les substances chimiques qui se déposent par voie humide ou sèche de l'atmosphère à la surface de la Terre sous l'influence de processus physiques. Le dépôt humide consiste en l'élimination de substances chimiques atmosphériques par les précipitations (pluie, neige ou brouillard). Les formes d'éléments nutritifs fréquemment rencontrées dans les dépôts humides sont l'ammonium, le nitrate et le phosphate, de même que l'azote et phosphore organiques. Le dépôt sec désigne tout processus dans lequel les précipitations n'interviennent pas, comme la sédimentation des particules de poussière ou de sol ou l'incorporation des composés gazeux dans les plantes ou l'eau. Les turbulences qui se produisent dans la couche limite, la nature chimique et physique des espèces qui se déposent et la capacité de la surface de capturer ou d'absorber les gaz et les particules

Figure 3.12. Carte illustrant la répartition des dépôts humides (kg d'azote/ha/yr) de nitrate et d'ammonium mesurés par le Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air dans trente régions du Canada au cours de la période 1984-1994 (Ro et al. 1998).

régissent les dépôts secs. L'azote et le phosphore peuvent se lier ou s'incorporer à des particules (p. ex. particules de sol érodé ou particules libérées par des processus industriels) qui entrent dans l'atmosphère pour ensuite être dispersés, transportés et ensuite déposés. Le rôle des retombées humides comme source d'azote et de phosphore atmosphériques a été plus étudié que celui des retombées sèches, peut-être parce que les effets des turbulences sur les petites particules compliquent l'estimation des retombées sèches.

Depuis 1977, Environnement Canada et la plupart des provinces canadiennes surveillent les précipitations afin de déterminer le volume des dépôts humides de substances apparentées aux acides, couramment appelés pluies ou précipitations acides (SEA-EC 1997). Le nitrate et le sulfate sont les principaux constituants des précipitations acides (SEA-EC 1997). Le nitrate dans l'atmosphère résulte de l'oxydation des oxydes d'azote en acide nitrique. Les principales sources naturelles d'oxydes d'azote sont l'activité bactérienne, les incendies de forêt et la foudre. Les procédés de combustion industriels contribuent à accroître considérablement l'abondance des oxydes d'azote en causant l'oxydation de l'azote gazeux atmosphérique (N_2). Des fuites d'ammoniac peuvent survenir lors d'accidents impliquant des véhicules de transport ou de bris de conduites d'unités réfrigérantes, à proximité de sources de production d'ammoniac anhydre et dans les régions faisant l'objet d'une gestion intensive du bétail (Van der Eerden 1982; Teshow et Anderson 1989).

Au Canada, des données recueillies au cours des années 1990 révèlent que les retombées atmosphériques transportées sur de grandes distances représentent un apport d'environ 2,5 kg d'azote/ha/an sous la forme de nitrate et d'ammonium (figure 3.12). Cette valeur est cinq fois plus élevée que la valeur de 0,5 kg/ha/an enregistrée avant l'essor industriel. L'augmentation des dépôts

Tableau 3.18. Précipitations annuelles, concentrations moyennes pondérées (mg/L) et charges (kg/ha/an) de nitrate et d'ammonium dans les dépôts humides dans diverses régions du Canada en 1996 (Source des données: Ro et al. 1998)

VILLE	Précipitations totales (cm)	Nitrate-N mg/L	Nitrate-N kg/ha/an	Ammonium-N mg/L	Ammonium-N kg/ha/an
Snare Rapids, T. N.-O.	38,92	0,063	0,25	0,078	0,31
Saturna, C.-B.	105,48	0,185	1,95	0,099	1,05
Esther, Alb.	33,29	0,215	0,71	0,266	0,88
Point du Bois, Man.	46,36	0,021	1,20	0,119	2,13
Island Lake, Man.	48,44	0,014	0,73	0,046	0,93
Région des lacs expérimentaux, Ont.	101,41	0,201	2,04	0,245	2,49
Warsaw Caves, Ont.	108,74	0,468	5,09	0,312	3,39
Chalk River, Ont.	93,90	0,404	3,80	0,290	2,72
Mingan, Qc	127,22	0,122	1,55	0,059	0,75
Montmorency, Qc	163,35	0,221	3,62	0,131	2,14
Harcourt, N.-B.	129,71	0,158	2,05	0,087	1,13
Kejimkujik, N.-É.	162,14	0,151	2,45	0,071	1,15
Bay d'Espoir, T.-N.	154,47	0,077	1,19	0,043	0,66
Goose Bay, T.-N.	112,15	0,066	0,73	0,039	0,44

humides de nitrate et d'ammonium enregistrée au cours des dernières années, tant en valeur absolue qu'en relation avec le sulfate, constitue une source de préoccupation importante, en particulier dans l'est du Canada (Grennfelt et Hultberg 1986; Berden et Nilsson 1996; SEA-EC 1997). Les dépôts humides d'azote sont considérablement plus élevés dans l'est du Canada que dans l'ouest. En effet, les moyennes établies sur une période de dix ans (calculées à l'aide d'une méthode de krigeage permettant d'estimer une moyenne spatiale) s'élèvent à 3,44 kg d'azote/ha/an à l'est de la frontière Manitoba-Ontario (C-U. Ro, Environnement Canada, comm. pers.), alors qu'elles s'établissent à 0,80 kg/ha/an à l'ouest de cette même frontière. Selon des données les plus récentes se rapportant à 14 régions canadiennes (1996), les dépôts humides varient entre 0,25 et 5,09 kg de nitrate/ha/an et entre 0,31 et 3,39 kg d'ammonium/ha/an (tableau 3.18). Aucune donnée nationale n'est disponible pour les dépôts secs d'azote, même si ceux-ci sont considérés comme potentiellement très importants. Dans le sud de l'Ontario, l'ensemble des retombées atmosphériques d'azote total provenant de régions très éloignées ont été estimées à 18,4 kg/ha, soit 10,4 kg/ha de retombées humides et 8,0 kg/ha de retombées sèches (Barry et al. 1993). Nos estimations des retombées atmosphériques d'azote ne concernent que les retombées humides d'ammonium et de nitrate. Si nous retenons les moyennes de dépôts humides d'azote de 3,44 kg/ha/an et de 0,80 kg/ha/an établies sur une période de dix ans pour les régions situées respectivement à l'est et à l'ouest de la frontière Manitoba-Ontario, les retombées atmosphériques d'ammonium et de nitrate représentent au Canada un apport annuel estimé de 182 000 tonnes dans les eaux douces (106 223 600 ha), de 43 000 tonnes dans les terres cultivables (34 918 733 ha), de 117 000 tonnes dans les terres agricoles non mises en culture (31 064 291 ha) et de 1 378 000 tonnes dans les terres non agricoles (835 983 249 ha).

Contrairement à l'azote, le phosphore n'existe pas sous une forme gazeuse. Le phosphore atmosphérique se présente plutôt sous la forme de particules (poussières et débris organiques) et de phosphate soluble dans l'eau (PO_4^{3-}). Les sources naturelles de phosphore atmosphérique incluent les matières terrestres en suspension dans l'air, la poussière volcanique et les particules de météorites. Les sources anthropiques englobent les rejets liés aux épandages d'engrais ainsi que les sources

Tableau 3.19. Dépôts annuels totaux (humides et secs) (kg/ha/an) de phosphore total dans diverses régions du Canada.

Région	Phosphore total (kg/ha/an)	Références
Arctique (île Cornwallis)	0,05	Schindler et al. 1974
Saqvaqjuac, T.-N.-O.	0,01	Welch et Legault 1986
Centre de l'Alberta	0,20	Shaw et al. 1989
Nord-ouest de l'Ontario	0,33	Schindler et al. 1976
Centre de l'Ontario	0,25 (dépôts humides)	Linsey et al. 1987
	0,42 (dépôts totaux)	Scheider et al. 1979
	0,17 (dépôts humides)	Scheider et al. 1979
	0,39	Jeffries et al. 1978
	0,37	Gomolka 1975
	0,74	Nicholls et Cox 1978
Est de l'Ontario	0,30	Schindler et Nighswander 1970

industrielles de produits phosphorés (p. ex. production d'engrais, transformation du phosphate de calcium minéral et production de phosphore élémentaire). La charge de phosphore atmosphérique ne fait pas l'objet d'une surveillance régulière. Les quelques évaluations canadiennes ont été effectuées dans le cadre de projets plus vastes visant à calculer un bilan du phosphore détaillé pour des lacs choisis. Ces évaluations ont révélé que la charge de phosphore atmosphérique au Canada (dépôts humides et secs) a varié entre 0,01 et 0,74 kg/ha/an (tableau 3.19). Les retombées sèches de phosphore total représentaient entre 34 et 65% de cette charge en Alberta et dans le centre-sud de l'Ontario (Shaw et al. 1989; Scheider et al. 1979). Typiquement, les dépôts atmosphériques ne représentent que 1 à 6% du bilan de phosphore total dans les lacs canadiens (Peters 1973; Ahl 1988). Toutefois, dans les lacs du nord-ouest de l'Ontario présentant de très faibles concentrations d'éléments nutritifs, la contribution des précipitations à l'apport de phosphore peut s'élever jusqu'à 80% (Barica et Armstrong 1971).

3.7 Conclusion

Ce chapitre fournit des renseignements sur les charges d'azote et de phosphore dans l'eau, le sol et l'air du Canada provenant de sources domestiques, industrielles, agricoles, aquacoles et atmosphériques. Les estimations qui y sont présentées ont été calculées selon diverses approches. Dans le cas des eaux usées municipales, des rejets provenant des fosses septiques et des pertes par les exploitations aquacoles d'éléments nutritifs dans les eaux de surface, de la production de fumier par le bétail et de l'assimilation des éléments nutritifs par les plantes cultivées, nous avons multiplié les données de recensement (nombres d'habitants et nombres d'animaux d'élevage; production de plantes cultivées et de poissons) par des coefficients moyens pour l'émission d'éléments nutritifs (dans le cas des humains, du bétail et des poissons) ou la teneur en éléments nutritifs (dans le cas des plantes cultivées). Les estimations des émissions d'azote d'origine industrielle et agricole dans l'atmosphère (Environnement Canada 1997a; Monteverde et al. 1997, Vézina 1997, Desjardins et Keng 1999, Environnement Canada 1999a, Desjardins et Reznek 2000) et de la production domestique de compost (CCC 1998) ont été calculées selon une approche similaire par l'organisme communiquant les renseignements. Dans le cas des charges industrielles dans l'eau et de l'utilisation d'engrais, les valeurs communiquées sont des valeurs mesurées. Les estimations des retombées atmosphériques de nitrate et d'ammonium sont fondées sur des moyennes régionales pondérées établies à partir de valeurs mesurées par l'organisme communiquant les informations (Ro et al. 1998).

Toutes les estimations sont fondées sur des données amassées au cours du milieu des années 1990, à l'exception des estimations des quantités de biosolides appliquées sur les terres agricoles. Dans ce cas précis, les estimations nationales les plus récentes datent du milieu des années 1980 (OCDE 1995). L'utilisation de facteurs d'émission moyens et de données du recensement pour estimer les charges d'éléments nutritifs dans l'eau, le sol et l'air ne rend pas compte de la variabilité des données par rapport à leur valeur moyenne (p. ex. variabilité associée aux fluctuations spatio-temporelles des charges de polluants), et cette variabilité peut être importante. Toutefois, cette façon de faire demeure pour l'instant la meilleure approche (et la plus couramment utilisée) pour estimer les charges de polluants aux échelles régionale et nationale. Ces estimations nous permettent de comparer l'ampleur des charges d'azote et de phosphore provenant de divers secteurs dans l'eau, le sol et l'air du Canada.

Rejets dans les eaux de surface et les eaux souterraines

Les eaux usées domestiques constituent la plus importante source ponctuelle d'azote et de phosphore dans l'environnement au Canada. Les quantités de phosphore total et d'azote total rejetées par les IMTEU dans les lacs, les cours d'eau et les eaux côtières du Canada sont estimées à 5 600 tonnes et à 80 000 tonnes, respectivement (tableau 3.20). Ces rejets se sont produits même si, en 1996, 73% des Canadiens ont rejeté leurs eaux usées dans un réseau d'égouts municipal et 94% des eaux usées recueillies par les égouts ont fait l'objet d'un traitement primaire ou secondaire. La majeure partie de l'azote et du phosphore présents dans les eaux usées domestiques provient des déchets humains (urine et fèces) et se présente sous des formes immédiatement assimilables par les plantes. En plus des quantités présentes dans les eaux usées domestiques recueillies par les égouts, 1 900 tonnes de phosphore et 15 000 tonnes d'azote sont rejetées par les fosses septiques et finissent par atteindre les eaux souterraines. Les trop-pleins d'égouts pluviaux et d'égouts unitaires représentent un apport additionnel d'environ 2 300 tonnes de phosphore et de 11 8000 tonnes d'azote dans les eaux de surface. Ces éléments nutritifs se présentent dans une large mesure sous des formes particulaires et ne sont donc pas immédiatement assimilables par les plantes. Enfin, l'ampleur des pertes dues au lessivage à partir des sites d'enfouissement municipaux demeure à évaluer à l'échelle nationale.

Les rejets des eaux usées industrielles représentent des apports additionnels d'au moins 2 000 tonnes de phosphore total et de 11 8000 tonnes d'azote (sous forme de nitrate et d'ammoniac) dans les eaux de surface du Canada (tableau 3.20). Ces apports sont certainement plus élevés, puisque nos estimations ne tiennent pas compte des quantités émises par les industries du Nouveau-Brunswick, de la Nouvelle-Écosse et de l'Île-du-Prince-Édouard, ainsi que par celles du Québec qui ne rejettent pas leurs eaux usées dans le bassin du Saint-Laurent, ces données étant non disponibles. Il convient également de noter que la fraction des industries faisant l'objet d'une surveillance varie d'une province et d'un territoire à l'autre, et que les rejets d'azote ne sont pas exprimés sous la forme de rejets d'azote total, mais bien d'ammoniac et de nitrate. Enfin, l'ampleur des pertes dues au lessivage à partir des sites d'enfouissement industriels demeure également à évaluer à l'échelle nationale.

En 1996, environ 56 000 tonnes de phosphore et 294 000 tonnes d'azote sont demeurées dans les champs après les récoltes (voir les détails au tableau 3.20). Les proportions ces apports résiduels de phosphore et d'azote qui finissent par atteindre les eaux de surface et les eaux souterraines n'ont pas encore été évaluées à l'échelle nationale. Une évaluation récente des pertes d'azote en provenance des terres agricoles montrant un excédent d'eau laisse entrevoir que 17% des terres cultivables de l'Ontario, 6% de celles du Québec et 3% de celles des provinces atlantiques produiront des eaux de

Tableau 3.20. Comparaison de la contribution de diverses sources aux charges de phosphore et d'azote dans les eaux de surface et les eaux souterraines au Canada, en 1996. Les charges d'azote d'origine industrielle correspondent aux charges de NO_3 + NH_3 et non les charges d'azote total. Aucune donnée n'est disponible concernant les charges d'origine industrielle au Nouveau-Brunswick, en Nouvelle-Écosse, à l'Île-du-Prince-Édouard et au Québec qui ne rejettant pas leurs effluents dans le Saint-Laurent. Les charges agricoles résiduelles correspondent à l'écart entre les quantités d'azote et de phosphore disponibles pour les cultures sur pied et les quantités éliminées lors des récoltes (voir le tableau 3.22 pour les calculs détaillés de ces charges). On ignore quelle proportion des charges résiduelles finit par atteindre les eaux de surface ou les eaux souterraines.

Source	Phosphore total (10^3 tonnes/an)						
	Provinces atlantiques	Québec	Ontario	Prairies	Colombie-Britannique	Territoires	Canada
Municipalités							
IMTEU[1]	0,9	2,1	1,0	0,6	1,0	0,01	5,6
Égouts							2,3
Fosses septiques	0,3	0,5	0,6	0,3	0,2	0,01	1,9
Industries	0[2]	0,01[3]	1,0	0,4	0,7	0	2,0
Agriculture (charge résiduelle dans les champs après les récoltes)	10	29	18	-19	13	Sans objet	56
Aquaculture	0,2	0,01	0,04	0,01	0,2	Sans objet	0,5
Retombées atmosphériques dans l'eau							Sans objet

Source	Azote total (10^3 tonnes/an)						
	Provinces atlantiques	Québec	Ontario	Prairies	Colombie-Britannique	Territoires	Canada
Municipalités							
IMTEU[1]	4,6	19,9	31,7	13,2	10,6	0,3	80,3
Égouts							11,8
Fosses septiques	2,2	3,7	5,0	2,6	1,9	0,05	15,4
Industries	0,1[2]	0,3[3]	9,9	0,6	0,9	0	11,8
Agriculture (charge résiduelle dans les champs après les récoltes)	18	46	14	188	29	Sans objet	293
Aquaculture	0,8	0,04	0,2	0,04	1,2	Sans objet	2,3
Retombées atmosphériques dans l'eau (NO_3- N et NH_4^+-N seulement)	11,9	60,7	54,4	13,9	1,6	39,9	182

[1]IMTEU, installations municipales de traitement des eaux usées
[2]Données de Terre-Neuve seulement.
[3]Données concernant uniquement les industries rejetant leurs effluents dans le Saint-Laurent.

Tableau 3.21. Contribution relative de diverses sources anthropiques à la charge d'azote dans l'atmosphère au Canada. Les données sont des estimations de 1985, sauf indication contraire. Sources des données: charges de N_2O: Environnement Canada 1997a, sauf les données se rattachant à l'agriculture, qui sont tirées de Desjardins et Keng 1999; charges de NO_x: Environnement Canada 1999a; charges d'ammoniac d'origine industrielle:Environnement Canada 1999b; d'autres charges d'ammoniac: Vézina 1997.

Source	N_2O (10^3 t N/an)	NO_x (10^3 t N/an)	NH_3 (10^3 t N/an)
Émissions industrielles	27	275	27
Combustion des carburants de transport	31	393	4
Émissions agricoles[1]	38[2]	s/o[3]	570
Autres	2	82	19
Total des sources anthropiques canadiennes	98	750	623

[1] N'inclut ni la combustion de carburants ni le brûlage de la biomasse.
[2] Données de 1996.
[3] Potentiellement aussi importantes que les émissions industrielles (Janzen et al. 1998); émissions agricoles non comprises dans le total.

ruissellement ou des eaux d'infiltration contenant plus de 14 mg d'azote/L (Macdonald 2000b). En Colombie-Britannique, où 5% des terres agricoles montrent un excédent d'eau, cette proportion pourrait atteindre 69%.

L'aquaculture est une source modeste mais croissante d'éléments nutritifs dans les eaux canadiennes. Les rejets d'éléments nutritifs des exploitations aquacoles résultent de l'excrétion de déchets dissous ou solides par les poissons et de la décomposition de la nourriture excédentaire. Les exploitations aquacoles canadiennes rejettent environ 500 tonnes de phosphore et 2 300 tonnes d'azote dans les eaux côtières et les eaux intérieures (tableau 3.20).

Les pratiques de gestion forestière qui perturbent le cycle des éléments nutritifs entre le sol et les arbres (p. ex. récolte du bois, préparation des sites et brûlage des rémanents et fertilisation) peuvent contribuer à accroître les concentrations d'azote et, dans une moindre mesure, de phosphore dans les cours d'eau. Toutefois, comme les effets induits par ces pratiques ont été étudiés seulement dans quelques sites au Canada, il est impossible de décrire l'évolution des charges d'éléments nutritifs engendrée par les pratiques de gestion forestière dans la plupart des régions du pays.

Émissions et retombées atmosphériques

Au moins 1 400 000 tonnes d'azote sont émises chaque année dans l'atmosphère par des sources anthropiques canadiennes (tableau 3.21). Les activités agricoles, en particulier le rejet d'ammoniac associé à la manipulation et à l'épandage de fumier et d'engrais, constituent la principale source anthropique d'émissions d'azote. Les rejets d'oxyde nitreux (N_2O) sont répartis presque également entre les industries, le secteur des transports et le secteur agricole. Les principales sources d'émissions de monoxyde d'azote et de dioxyde d'azote (NO_x) étaient les industries et le secteur des transports. L'ampleur des émissions de NO_x produites par le secteur agricole demeure à évaluer, mais on estime qu'elle se compare à celle des émissions industrielles (Janzen et al. 1998). Il n'existe actuellement aucune donnée fiable sur les émissions atmosphériques de phosphore.

Tableau 3.22. Contribution relative de diverses sources anthropiques aux charges d'azote et de phosphore dans les sols canadiens. Les données sur les apports liés aux épandages d'engrais et de fumier et à la fixation de l'azote par les légumineuses datent de 1996. Les données sur l'exploitation forestière s'appliquent à la période 1994-1995. Les données sur les biosolides remontent au début des années 1980, tandis que celles sur le compostage et les retombées atmosphériques datent de 1996 et de 1995, respectivement. Se reporter au texte pour les sources des données et les modalités de calcul. La charge liée aux retombées atmosphériques ne s'applique qu'à l'azote sous forme de NO_3^--N et de NH_4^+-N.

Source	Azote total (10^3 t N/an)	Phosphore total (10^3 t P/an)
Apport - terres cultivables		
Engrais	1 576	297
Fumier	384	139
Légumineuses (fixation de l'azote total atmosphérique)	773	
Biosolides	8,4	5,3
Retombées atmosphériques (transportées sur de grandes distances)	43	
Apport total	2 784	442
Pertes liées aux récoltes	2 491	386
Écart	294	56
Apport – terres boisées	1,4	
Compost	3	5,5
Retombées atmosphériques sur les terres non cultivables	1 495	
Enfouissement des déchets		
Biosolides	3,6	2,3
Déchets solides	Sans objet	Sans objet

Une fois que les polluants sont libérés dans l'air, ils peuvent être transportés sur de grandes distances par les vents et les courants aériens planétaires avant de se déposer sur le sol ou à la surface de l'eau. Le nitrate est l'élément nutritif le plus abondant dans les dépôts atmosphériques. Les charges moyennes d'azote résultant du dépôt humide de nitrate et d'ammonium s'élèvent à 3,4 kg/ha/an à l'est de la frontière Manitoba-Ontario, mais à seulement 0,8 kg/ha/an à l'ouest de cette même frontière (figure 3.14). Du fait de la concentration des activités industrielles dans le centre du Canada et le nord-est des États-Unis, les retombées de nitrate et d'ammoniac sont considérablement plus élevées dans l'est que dans l'ouest du pays. Contrairement aux retombées d'azote, les retombées de phosphore ne font pas l'objet d'une surveillance régulière. D'après les quelques évaluations conduites à ce jour, les apports de phosphore associés aux retombées humides et sèches varieraient entre 0,01 et 0,7 kg/ha/an.

Ajouts aux sols

Les éléments nutritifs présents dans les engrais et le fumier appliqués sur les terres agricoles jouent un rôle essentiel dans le maintien du rendement des cultures et de la qualité des sols. En 1996, 297 000 tonnes de phosphore et 1 576 000 tonnes d'azote ont été appliquées sur les terres cultivables du Canada (tableau 3.22). Les épandages de fumier représentaient des apports additionnels de 139 000 tonnes de phosphore et de 384 000 tonnes d'azote. Les biosolides (portion des boues d'épuration qui a été stabilisée et qui satisfait aux règlements régissant leur application sur les terres) peuvent également être appliqués sur les terres agricoles. Environ 42% des quelque 500 000 tonnes de boues d'épuration produites annuellement au Canada (données datant du début des années 1980; OCDE 1995) sont appliquées sur les terres agricoles, soit un apport de 8 000 tonnes d'azote et

5 000 tonnes de phosphore. Les retombées humides de nitrate et d'ammonium représentent un apport additionnel de 43 000 tonnes d'azote dans les terres cultivables.

Outre les éléments nutritifs ajoutés délibérément dans les sols sous forme d'engrais commerciaux, de fumier et de biosolides, les déchets rejetés contribuent aux apports d'éléments nutritifs dans l'environnement au Canada. Le volume de déchets solides résidentiels recueillis par les services municipaux en 1992 a été estimé à 10 500 000 millions de tonnes (Environnement Canada 1996c). La majorité des déchets solides résidentiels sont enfouis, et le reste est incinéré, recyclé ou, dans le cas de certains déchets organiques, composté. Le volume de déchets solides produit par les industries canadiennes en 1995 s'élevait à environ 12 millions de tonnes; 78% de ces déchets solides ont été enfouis, 20% ont été recyclés, et le reste a été recyclé (Statistique Canada 1998b). On ignore l'ampleur des rejets d'azote et de phosphore générés par la dégradation des déchets solides.

F2

4.0 Effets de l'ajout d'éléments nutritifs sur les écosystèmes

Faits saillants

- L'ajout d'éléments nutritifs dans un écosystème aquatique ou terrestre provoque une augmentation de la biomasse végétale et, en bout de ligne, une réduction du nombre d'espèces. Bien qu'il puisse se révéler avantageux au plan économique dans les écosystèmes aménagés à des fins de production végétale (p. ex. agriculture et foresterie), l'ajout d'éléments nutritifs a généralement des effets néfastes dans les écosystèmes naturels en raison des perturbations qu'il induit parmi les communautés végétales et animales.

- Dans les lacs, l'ajout d'éléments nutritifs est une cause d'eutrophisation. L'eutrophisation se manifeste par une prolifération massive d'algues (dont des espèces toxiques), une variation de l'abondance des animaux aquatiques (y compris des poissons communs) et de la composition des communautés qu'ils déterminent, une réduction des concentrations d'oxygène dans l'eau et l'apparition de problèmes de goût et d'odeur dans les approvisionnements en eau potable. Certaines des baies abritées des lacs Érié et Ontario constituent de bons exemples d'eutrophisation.

- L'ajout d'éléments nutritifs dans les cours d'eau entraîne une prolifération des plantes aquatiques ou des algues, peut entraver la navigation de plaisance et obstruer les filtres des conduites de prise d'eau. De nombreux cours d'eau au Canada présentent les signes d'un enrichissement modéré en éléments nutritifs en aval de points de rejet d'eaux usées municipales ou de secteurs faisant l'objet d'une exploitation agricole intensive.

- Dans l'ensemble, la qualité de l'eau le long des deux côtes est excellente, les courants marins contribuant à prévenir l'accumulation d'éléments nutritifs en provenance de sources anthropiques. Toutefois, les effets de l'eutrophisation sont perceptibles le long des deux côtes dans les baies isolées et les zones portuaires, en particulier le long de la côte atlantique où les activités humaines perturbent l'environnement depuis plus de deux siècles.

- Les milieux humides sont des écosystèmes uniques déterminant une transition entre les habitats terrestres et aquatiques. Bien que la conversion des milieux humides en terres urbaines ou agricoles soit la principale cause de la perte de milieux humides, l'ajout d'azote est un autre facteur moins évident de perturbations indésirables dans les communautés végétales des milieux humides. Le marais Cootes Paradise, dans le sud de l'Ontario, semble en voie de se rétablir depuis que des mesures correctrices destinées à réduire l'apport en éléments nutritifs résultant du rejet d'eaux usées municipales ont été prises.

- La contamination de l'eau souterraine par le nitrate résulte habituellement de l'épandage de quantités excessives d'engrais ou de fumier sur les terres agricoles, de l'écoulement d'eaux usées domestiques à partir de fosses septiques ou de la perte d'azote organique du sol. L'eau souterraine contaminée peut contribuer à l'enrichissement de certaines eaux de surface au Canada.

L'ajout d'éléments nutritifs, qu'il soit intentionnel (p. ex. épandage d'engrais sur les terres cultivées) ou accidentel (p. ex. rejet de déchets dans l'environnement), stimule la croissance des plantes dans tous les écosystèmes, à l'exception des quelques écosystèmes qui sont autosuffisants au plan nutritif. Sur une bonne partie de la surface terrestre, et en particulier dans les régions tempérées et boréales, la

productivité des plantes terrestres est limitée par les quantités d'azote disponibles (Vitousek et Howarth 1991). Les plantes cultivées constituent un bon exemple des gains de production qui peuvent être atteints grâce à l'ajout d'azote, principal ingrédient dans les engrais commerciaux. Toutefois, la végétation indigène est également limitée par N, dans la mesure où sa croissance maximale est compromise par une carence en azote. En conséquence, l'ajout d'azote se traduit par une augmentation de la biomasse de la végétation indigène, à moins que d'autres facteurs limitants comme l'humidité, la lumière ou le broutage interviennent (Rasmussen et al. 1993; Hudson et al. 1994; Aber et al. 1995; Townsend et al. 1996).

Dans les écosystèmes aquatiques, l'ajout d'azote inorganique dans les systèmes limités par l'azote entraîne également une croissance excessive des plantes. On parle alors d'eutrophisation. La plupart des eaux marines, en particulier dans les régions tempérées, sont limitées par l'azote, et l'ajout d'azote résultant d'activités humaines représente probablement la principale menace pour l'intégrité des écosystèmes côtiers (NRC 1993a; Howarth et al. 1996). En comparaison, le phosphore semble le facteur limitant dans la plupart des lacs (Dillon et Rigler 1974; Schindler 1974). On connaît moins bien la situation trophique des cours d'eau et des milieux humides d'eau douce. Les études menées à ce jour semblent toutefois indiquer que ces systèmes sont limités par l'azote ou le phosphore quand elles sont peu touchés par les activités humaines (Morris 1991; Scrimgeour et Chambers 2000). En stimulant la croissance des plantes dans les eaux intérieures et côtières, l'ajout d'éléments nutritifs modifie l'abondance et la diversité des taxons des niveaux trophiques supérieurs (organismes benthiques et planctoniques) et favorise la prolifération des algues toxiques et l'épuisement de l'oxygène dans l'eau. L'épuisement de l'oxygène résulte d'une série d'effets en cascade, l'augmentation de la biomasse végétale et sa décomposition favorisant l'accroissement des populations bactériennes et, de là, la réduction de la concentration d'oxygène dans l'eau.

Dans tous les écosystèmes, l'accroissement de la croissance des plantes est la principale conséquence de l'ajout d'éléments nutritifs. En revanche, les effets secondaires (p. ex. changement de la diversité faunique, altération du cycle des éléments nutritifs, incidences sur les écosystèmes adjacents) diffèrent d'un écosystème à l'autre. Ce chapitre passe en revue les effets de l'ajout d'éléments nutritifs sur les écosystèmes forestiers, les lacs, les cours d'eau, les milieux humides, les eaux côtières et les eaux souterraines. Des études de cas réalisées au Canada sont présentées en appui aux analyses générales, et des précisions concernant l'étendue sur laquelle les effets néfastes de l'ajout d'éléments nutritifs se manifestent sont fournies.

4.1. Écosystèmes terrestres

L'azote est l'élément nutritif qui limite le plus souvent la production primaire nette dans les écosystèmes forestiers, en particulier dans les régions tempérées et boréales (p. ex. Vitousek et Howarth 1991). Des études de fertilisation comportant une seule application d'azote ont confirmé que l'azote est le principal facteur limitant la croissance des arbres dans de nombreux écosystèmes forestiers canadiens (Weetman et al. 1987; Morrison et Foster 1990). L'azote n'a cependant pas un rôle limitant dans toutes les forêts. Ainsi, dans l'est du Canada, des forêts décidues dominées par l'érable n'ont pas réagi à l'ajout d'azote, vraisemblablement parce que les sols de ces forêts en contenaient déjà des quantités importantes (Cote et al. 1993; I.K. Morrison, Ressources naturelles Canada, comm. pers.). Toutefois, l'effet limitant exercé par l'azote dans la plupart des écosystèmes terrestres et l'augmentation documentée des retombées d'azote atmosphérique associées aux

activités humaines soulèvent la question suivante: quelle proportion du carbone stocké dans les écosystèmes terrestres est issue du dépôt et de la fixation de l'apport anthropique d'azote?

L'atmosphère est la principale source d'azote dans les écosystèmes forestiers. Avant le développement industriel, les formes d'azote assimilables par les plantes provenaient uniquement de la fixation biologique de l'azote (c.-à-d. production d'ammoniac par voie microbienne) et de la foudre, qui produit du monoxyde d'azote. Bien que les plantes soient capables d'assimiler les oxydes d'azote atmosphériques (Bennet 1975; OMS 1997a), elles obtiennent la majeure partie de l'azote dont elles ont besoin du sol, où l'azote est fixé sous des formes biodisponibles par les bactéries fixatrices d'azote.

Les activités humaines ont fait augmenter considérablement les émissions atmosphériques d'azote et, de là, les retombées d'azote biodisponible sur la surface terrestre. Des expériences réalisées en Europe et en Amérique du Nord ont montré qu'une fraction importante de cet apport additionnel en azote anthropique est retenue par les forêts, les milieux humides et les écosystèmes de la toundra et stimule la production, favorisant ainsi l'assimilation et le stockage du carbone (voir l'analyse de Vitousek et al. 1997). Les dépôts d'azote peuvent également accélérer la décomposition microbienne et, en conséquence, la dégradation de la matière résultant de l'enrichissement en azote. Toutefois, dans l'ensemble, les effets stimulateurs de l'ajout d'azote semblent surpasser les pertes de productivité. À l'échelle planétaire, l'augmentation de la biomasse végétale (exprimée sous forme de quantités de carbone stockées) induite par l'ajout d'azote anthropique est estimée à $1x10^8$ à $13x10^8$ tonnes de carbone, les valeurs plus élevées reflétant davantage les théories actuelles concernant les effets des activités humaines sur le cycle global de l'azote (Peterson et Melillo 1985; Schindler et Bayley 1993; Hudson et al. 1994; Townsend et al. 1996).

Au Canada, les retombées atmosphériques d'azote inorganique (ammonium et nitrate) ont augmenté régulièrement depuis les années 1900 pour atteindre, au début des années 1990, une valeur moyenne de 2,5 kg/ha/an dans les forêts (figures 3.14 et 4.1). Cet apport est cinq fois plus élevé que la valeur moyenne de 0,5 kg/ha/an enregistrée avant l'expansion industrielle. Comme l'azote est un facteur limitant dans la plupart des forêts canadiennes, l'accroissement des retombées d'azote a vraisemblablement contribué à accroître la productivité de la végétation forestière. Toutefois, il est difficile de savoir si les gains de productivité induits dans les forêts canadiennes par l'augmentation des retombées d'azote, le réchauffement climatique et l'augmentation des concentrations atmosphériques de CO_2 ont compensé les pertes de carbone engendrées par l'exploitation forestière, les feux de forêt et la mortalité causée par les insectes. Selon Kurtz et Apps (1999), les écosystèmes forestiers canadiens ont joué un rôle de puits de carbone atmosphérique entre 1920 et 1980 pour ensuite devenir une source de carbone depuis les années 1980, sous l'influence des perturbations, pour la plupart naturelles, qui ont entraîné le remplacement des peuplements et réduit les réserves de carbone (figure 4.2b). Chen et al. (2000a, b), en revanche, estimaient que les gains de productivité occasionnés par l'augmentation des retombées d'azote (estimées à environ 70 millions de tonnes de carbone par année entre 1985 et 1998), le réchauffement climatique et la hausse des concentrations atmosphériques de CO_2 étaient largement supérieurs aux pertes de carbone dues aux facteurs susmentionnés et que, par conséquent, les forêts canadiennes servaient encore de puits pour le carbone (figure 4.2a).

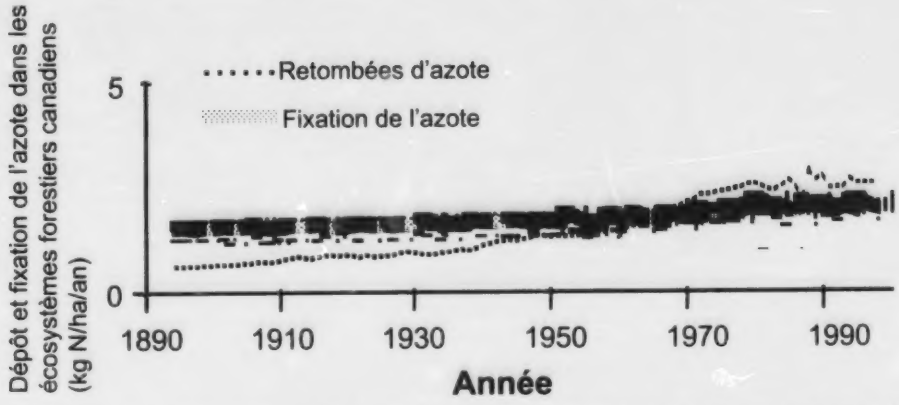


Figure 4.1. Retombées atmosphériques d'azote au Canada et fixation de l'azote dans les écosystèmes forestiers canadiens (tiré de Chen et al. 2000a, b).

En plus de stimuler la croissance de la végétation forestière, les dépôts d'azote influent également sur la diversité et les relations de dominance entre les espèces en favorisant la croissance des plantes nitrophiles. Une réduction du nombre d'espèces de plantes a été observée dans des prairies, en Amérique du Nord et en Europe, et dans des landes, en Europe, à la suite d'ajouts expérimentaux d'azote (p. ex., Aerts et Berendse 1988; Bobbink et al. 1988; Tilman 1997). En outre, les nouvelles communautés végétales, moins riches en espèces, ont présenté des fluctuations de productivité de plus grande amplitude en réaction à divers facteurs de stress environnementaux comme les variations climatiques interannuelles (Tilman et Downing 1994; Tilman 1996). Au Canada, il ne semble pas, d'après les données disponibles, que l'ajout d'azote ait eu un effet significatif sur la diversité des forêts (Hall 1995).

Bien que l'azote soit habituellement le principal élément limitant la production primaire nette dans les écosystèmes terrestres, il arrive un point où l'apport en azote provenant des retombées d'azote finit par excéder la demande totale en azote des plantes et de la flore microbienne. Une fois le point de saturation en azote des écosystèmes forestiers dépassé, le surplus d'azote est converti en nitrate et, par lessivage, finit par aboutir dans les eaux de surface et les eaux souterraines. Outre ses effets sur les eaux d'aval, le lessivage du nitrate altère la chimie des sols en causant une perte de cations nutritifs (dont le calcium et le magnésium), en provoquant l'acidification des sols et en augmentant la disponibilité de l'aluminium (par suite de l'acidification des sols) (voir l'analyse d'Aber et al. 1998). À son tour, le lessivage du nitrate et des cations associés peut provoquer des carences nutritives chez les arbres en altérant les ratios calcium:aluminium et magnésium:azote. Ces déséquilibres ont été associés à un ralentissement de la photosynthèse nette et de la croissance des forêts, à une réduction de l'efficacité de l'utilisation photosynthétique de l'azote et à une augmentation de la mortalité des arbres (Schulze 1989; McNulty et al. 1991, 1996; Aber et al. 1995; Cronan et Grigal 1995). Les arbres exposés à des quantités excessives d'azote sont plus vulnérables aux dommages infligés par les conditions climatiques extrêmes, en particulier les hausses de température à la fin de l'hiver, les gels résultant de baisses de température importantes au début du printemps ou les sécheresses prolongées (Côté et Ouimet 1996).

Une bonne part des recherches portant sur la saturation en azote des écosystèmes forestiers ont été réalisées en Europe, et plusieurs de ces études ont montré que les forêts européennes ont atteint ou sont en voie d'atteindre le point de saturation en azote. En Amérique du Nord, le risque de saturation

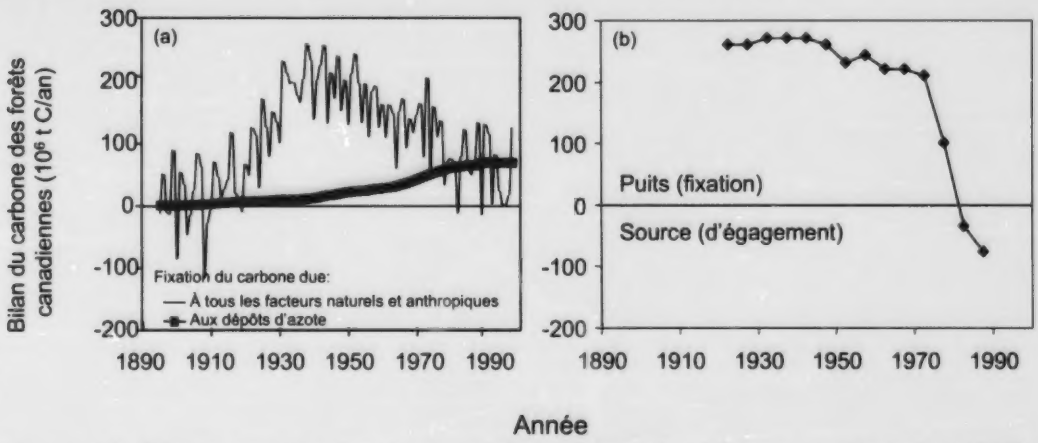


Figure 4.2. Bilan du carbone dans les écosystèmes forestiers canadiens: (a) Chen et al. (2000a); (b) Kurz et Apps (1999).

en azote est moins important, car la plupart des écosystèmes forestiers sont limités par l'azote et les retombées d'azote sont encore relativement faibles (moyenne d'environ 2,5 kg/ha/an au Canada; figure 4.1). En comparaison, les forêts de certaines régions du nord de l'Europe reçoivent dix fois l'apport naturel de retombées atmosphériques d'azote, les Pays-Bas détenant à ce chapitre le premier rang mondial avec des retombées variant entre 40 et 90 kg/ha/an (Vitousek et al. 1997). Des études réalisées aux États-Unis ont toutefois révélé que certaines forêts, comme la forêt expérimentale de Fernow (Virginie occidentale), sont déjà saturées en azote (Gilliam et al. 1996), et que d'autres, comme un peuplement montagnard d'épinette et de sapin du Vermont (McNultry et al. 1996]), ou Bear Brook, dans le Maine (Kahl et al. 1993]), ou la forêt Harvard, au Massachusetts (Aber et al. 1993), pourraient le devenir expérimentalement après plusieurs années d'ajout de faibles concentrations d'azote.

Au Canada, une analyse des concentrations de nitrate dans les eaux de ruissellement s'écoulant vers le lac Turkey, dans le centre de l'Ontario, le lac Laflamme, dans le sud du Québec, le lac Plastic, dans le centre-sud de l'Ontario, la région des lacs expérimentaux, dans le nord-ouest de l'Ontario, et le lac Kejimkujik, dans le sud de la Nouvelle-Écosse, a révélé que les forêts entourant les lacs Turkey et Laflamme commençaient à présenter les signes précurseurs d'une saturation en azote (Jeffries 1995). L'incapacité de la végétation (forêts dominées par l'érable) et du bassin hydrographique du lac Turkey de retenir l'azote atmosphérique est due à la quasi-saturation des sols, qui présentent de forts taux de nitrification endogène (Mitchell et al. 1992). L'épuisement des cations de base dans les sols forestiers a également été observé dans des régions recevant d'importantes quantités de retombées de sulfate et de nitrate (Houle et al. 1997; Markewitz et al. 1998). Si l'on se fie aux prédictions fondées sur les pertes cumulatives de cations de base, la productivité des forêts va continuer de décliner tant que se poursuivront les retombées de sulfate et de nitrate (Arp et Oja 1992; Arp et al. 1996). Le risque de saturation en azote est maximal dans l'est du Canada, car c'est également dans cette région qu'on enregistre les retombées d'azote les plus élevées, les dépôts humides s'établissant à environ 10 kg/ha/an et les dépôts totaux (dépôts humides et secs), à 13,5 kg/ha/an (Chen et al. 2000 a).

4.2. Lacs

Les éléments nutritifs jouent un rôle essentiel dans les lacs, car ils fournissent la matière première indispensable à la croissance des algues, nourriture du zooplancton qui, à son tour, est à la base de l'alimentation des poissons. La concentration d'éléments nutritifs dans un lac dépend des interactions qui existent entre l'importance, la persistance et la biodisponibilité de la charge d'éléments nutritifs, le rapport de la vitesse de renouvellement de l'eau au volume du lac (temps de vidange) et la profondeur du lac. Les lacs peuvent absorber les éléments nutritifs pendant un certain temps, mais une fois que leur capacité d'absorption est dépassée, les concentrations d'éléments nutritifs augmentent, les algues prolifèrent et d'autres effets indésirables se produisent.

Le phosphore dans les lacs est hautement réactif et se lie facilement avec les particules de sol et les éléments minéraux présents dans la colonne d'eau. Une bonne part du phosphore lié devient inassimilable pour les algues et les bactéries. C'est la quantité et le taux de renouvellement du phosphore dissous restant qui régit l'intensité de la croissance bactérienne. La capacité d'un lac de retenir le phosphore dépend de la sédimentation nette qui, à son tour, dépend du temps de vidange et de la profondeur du lac. Dans les lacs dont l'eau se renouvelle rapidement, la concentration de phosphore est comparable à celle des eaux affluentes. En revanche, la concentration de phosphore dans un lac dont l'eau se renouvelle lentement est déterminée dans une large mesure par les paramètres de sédimentation de ce lac (Vollenweider 1976). Toutefois, même dans les lacs qui retiennent bien les éléments nutritifs et qui présentent des concentrations moyennes faibles, les éléments nutritifs peuvent poser des problèmes lorsque les charges d'éléments nutritifs charriées par les émissaires d'évacuation et les cours d'eau s'accumulent à proximité des rivages, l'absence de circulation de l'eau à ces endroits empêchant la dilution de la charge affluente. Bien que la dilution soit parfois considérée comme une solution peu souhaitable à la pollution, elle joue un rôle déterminant dans la capacité des lacs recevant des effluents qui présentent des concentrations de phosphore entre dix et cent fois supérieures à celle des eaux ambiantes d'assimiler ces apports excessifs d'éléments nutritifs. Si l'ampleur des effets de la pollution causée par les éléments nutritifs dépend dans une large mesure de la concentration de ces mêmes éléments, la dilution joue un rôle critique dans l'atténuation des effets de la pollution.

L'apport en éléments nutritifs influe sur la croissance des plantes aquatiques dans les lacs et, en particulier, sur celle des algues. Dans la majorité des lacs des régions tempérées de l'Amérique du Nord, le phosphore est l'élément nutritif le plus en demande, et la biomasse et la croissance des algues sont limitées par le phosphore (Vollenweider 1976). En conséquence, dans de nombreux lacs, la croissance des algues est modulée par la concentration de phosphore (p.ex., Watson et al. 1997). Toutefois, dans certains lacs, la production primaire est dominée par les macrophytes. Comme ces dernières supplantent habituellement les algues, les eaux demeurent limpides, même en présence de fortes concentrations d'éléments nutritifs (Beklioglu et Moss 1996; Weisner et al. 1997). Les lacs peuvent être classés en fonction de leurs teneurs en éléments nutritifs ou de leur situation trophique. Ainsi, les lacs oligotrophes présentent des concentrations moyennes très faibles (habituellement inférieures à 5 µg/L de phosphore total). Du fait que leur croissance est limitée par le phosphore, les algues sont peu abondantes, et les eaux sont dès lors habituellement limpides. Les eaux des lacs oligotrophes peuvent toutefois être fortement teintées par la matière humique. Les lacs modérément productifs (environ 10 à 30 µg/L de phosphore total) sont qualifiés de mésotrophes (voir l'étude de cas consacrée au lac Heney), tandis que les lacs très productifs, qualifiés d'eutrophes, sont très riches en

Le lac Érié, en Ontario, un lac « mort » ressuscité

Le lac Érié est l'un des plus célèbres exemples de restauration d'un écosystème aquatique gravement détérioré par une charge excessive d'éléments nutritifs. Les premiers signes de dommages sont apparus au cours des années 1800, lorsque la conversion des forêts en terres agricoles et en lotissements a provoqué une augmentation de l'érosion et, de ce fait, une hausse des apports de phosphore dans les eaux du lac. Pendant une centaine d'années, le développement s'est poursuivi, et même accéléré durant les deux grandes guerres mondiales. La situation s'est brusquement détériorée au cours des années 1940 lorsque de plus en plus de gens, maintenant raccordés à des réseaux d'égout, se sont mis à rejeter leurs eaux usées dans le lac et lorsque les détergents à forte teneur en phosphore ont fait leur apparition sur le marché.

Les préoccupations soulevées par les propriétés moussantes persistantes des détergents, l'altération manifeste de la qualité de l'eau et l'état général de l'environnement ont conduit des scientifiques du gouvernement fédéral à entreprendre des études du lac Érié. Fait surprenant, très peu de travaux de recherches avaient été consacrés au lac antérieurement. Des études menées à la fin des années 1920 et au début des années 1950 et 1960 par des agences américaines et des universités canadiennes ont fait ressortir des tendances troublantes concernant la pollution de l'eau et la disparition de poissons. En 1970, une étude binationale a confirmé que les concentrations d'éléments nutritifs avaient augmenté et que des algues indésirables commençaient à proliférer. Des algues filamenteuses (*Cladophora*) s'accumulaient sur les rives en grandes quantités. Les masses formées par les algues calaient au fond de l'eau et s'y décomposaient, épuisant tout l'oxygène des eaux du fond du bassin central et provoquant la régénération du phosphore séquestré dans les sédiments. On craignait que la régénération du phosphore conduise à un état d'auto-fertilisation (Burns 1976).

Des expériences de modélisation visant à établir une charge limite acceptable de phosphore ont produit des résultats étonnants. Ces expériences ont révélé qu'il fallait réduire les charges annuelles de phosphore de 28 000 tonnes à environ 11 000 tonnes pour réduire de manière appréciable les populations d'algues et rétablir durant toute l'année des conditions aérobies dans l'hypolimnion du bassin central. Les gouvernements étaient extrêmement préoccupés par le fait qu'un système aussi vaste que les Grands Lacs puisse être affecté à ce point par des apports anthropiques d'éléments nutritifs. Finalement, l'Accord Canado–américain sur la qualité de l'eau dans les Grands Lacs a été signé en 1972. La recommandation de réduire la charge annuelle de phosphore à 11 000 tonnes figure dans cet accord.

La réduction de la charge de phosphore a été rendue possible par les quatre stratégies suivantes: 1) élimination rapide du phosphore dans les détergents à lessive (environ 25% du phosphore dans les eaux usées); 2) construction d'installations municipales de traitement des eaux usées (IMTEU) là où il n'y en avait pas et modernisation des installations de traitement primaire pour le traitement secondaire; 3) recours à des procédés de précipitation du phosphore par ajout d'alun, de chlorure ferrique ou d'autres agents en vue de permettre à toutes les IMTEU traitant plus de 3,8 millions de litres par jour (ou un million de gallons U.S.) de réduire la teneur en phosphore de leurs effluents à 1 mg de phosphore/L ou moins; 4) modification des pratiques agricoles en vue de réduire le ruissellement et l'érosion et de corriger ainsi les problèmes posés par les sources diffuses de phosphore associées aux eaux de ruissellement urbaines et agricoles. Bien qu'aucune estimation précise du coût de ces changements ne soit disponible, on évalue à environ 15 milliards de dollars U.S. le montant affecté à la construction d'infrastructures et à la réalisation de divers projets d'amélioration.

Les progrès enregistrés illustrent de façon éloquente comment une action concertée peut contribuer à renverser les effets d'une détérioration environnementale. La charge de phosphore total dans le lac Érié avait diminué de plus de 50% au milieu des années 1980, et elle oscille aujourd'hui autour du seuil annuel recommandé de 11 000 tonnes (figure 4.3). Une bonne part de la charge nocive de phosphore provenait de villes qui rejetaient leurs eaux usées dans le bassin ouest du lac. C'est dans ce bassin que les progrès les plus importants ont été enregistrés, la concentration de phosphore dans l'eau y passant de 40 µg/L à environ 20 µg/L. La réduction de la charge dans les eaux extracôtières du bassin central a été plus modeste parce que ce bassin est plus grand et présentait des charges d'éléments nutritifs relativement plus faibles, la majorité des rejets contrôlables d'eaux usées municipales étant effectués dans le bassin ouest.

À peu près au moment où les objectifs de réduction de la charge de phosphore étaient atteints, la moule zébrée (*Driessena polymorpha*) a envahi le lac. Animaux filtreurs d'une efficacité prodigieuse, les moules extraient des quantités énormes de plancton de la colonne d'eau et rejettent leurs déchets dans les sédiments, réduisant ainsi la concentration de phosphore dans l'eau et améliorant la qualité de l'eau. Comme la moule zébrée et la réduction des charges d'éléments nutritifs ont un impact similaire sur la qualité de l'eau et comme les lacs mettent un certain temps à atteindre leur point d'équilibre, il est important de distinguer les effets d'une réduction des charges de ceux induits par les moules. Une comparaison de la qualité de l'eau au cours de la période de réduction des charges a révélé que les concentrations de phosphore avaient diminué d'environ 20% dans les bassins est et central entre 1968 et 1988 (tableau 4.1). Durant cette même période, l'abondance du phytoplancton (révélée par la concentration de chlorophylle *a*) a diminué de 50%, tandis que la transparence de l'eau s'est accrue de 50% (mesurée par la transparence au disque de Secchi). Toutefois, les concentrations de nitrate ont augmenté de plus de 300% au cours de la même période par suite de la réduction de l'abondance des algues intervenant dans l'assimilation du nitrate et du rejet continu d'eaux usées chargées d'azote et d'engrais à usage agricole. En comparaison, les changements induits subséquemment par la moule zébrée se sont révélés plus modestes, sauf dans le cas du phosphore (tableau 4.1). Bien que les concentrations de phosphore aient atteint leur plus bas niveau en 1995, elles semblent depuis quelques années (1996-1999) en voie de se rétablir aux concentrations enregistrées avant l'invasion de la moule zébrée. Les données concernant le bassin ouest sont plus fragmentaires. On sait toutefois que la remise en suspension des sédiments a provoqué d'importantes fluctuations des

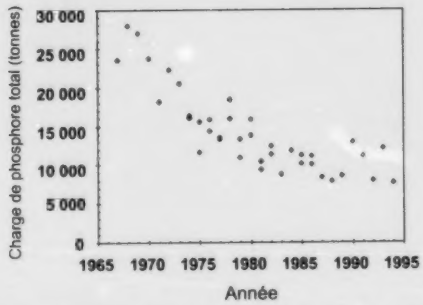


Figure 4.3. Variation de la charge de phosphore dans le lac Érié de 1967 à 1994 (sources des données: Fraser 1987; Lesht et al. 1991; D.M. Dolan, Commission mixte internationale, comm. pers.).

concentrations et que les concentrations de chlorophylle avaient chuté de 76% en 1988, et d'encore 34% en 1994-1995-1996. On ignore donc pour l'instant quels effets la moule zébrée aura à long terme, et même si ces effets seront stables (Charlton et al. 1999). La moule zébrée a cependant causé une nette amélioration de la transparence de l'eau (116%) dans les eaux littorales, en particulier dans le bassin ouest du lac.

Bien que les mesures destinées à réduire les charges d'éléments nutritifs aient permis d'abaisser de manière significative l'abondance du phytoplancton, les algues filamenteuses (*Cladophora*) continuent de causer des problèmes, quoiqu'à une échelle moindre. La concentration de phosphore dans les eaux usées traitées est 100 fois supérieure à la concentration visée pour l'eau du lac. Dans les zones de mélange situées près des points de rejet des eaux usées et des zones littorales recevant les eaux des cours d'eau affluents, les concentrations de phosphore sont suffisamment élevées pour causer des proliférations gênantes de *Cladophora*. En réalité, les concentrations de phosphore dans la plupart des tributaires de l'Ontario excèdent la norme provinciale de 0,030 mg/L. En conséquence, même si les eaux extracôtières sont de bonne qualité, il y a encore place à l'amélioration dans certains secteurs. Avec la progression de l'invasion de la moule zébrée, il semble que les déchets excrétés par le mollusque constituent une source d'éléments nutritifs pour les algues épiphytes *Cladophora*.

Tableau 4.1. Variation (en pourcentage) des concentrations de phosphore (P), de nitrate (N), de chlorophylle *a* (Chl*a*) et de l'indice de transparence au disque de Secchi (Secchi) dans les bassins est et central du lac Érié durant la période de réduction de la charge de phosphore (1968 à 1988) et la période suivant l'invasion de la moule zébrée (1988 à 1994/95/96).

Bassin	1968 à 1988				1988 à 1994/95/96			
	P	N	Chl*a*	Secchi	P	N	Chl*a*	Secchi
Est	-19	+325	-43	+48	-33	+53	-25*	+8*
Central	-23	+340	-54	+59	-23	+5*	-17	-5*

* Changement non statistiquement significatif

L'impact des mesures de réduction des concentrations d'éléments nutritifs sur le redressement des concentrations d'oxygène dans l'hypolimnion du bassin central a été plus équivoque. À partir de 1993 et jusqu'en 1997, les concentrations d'oxygène dans l'hypolimnion sont demeurées largement supérieures à la normale, et le problème causé par la raréfaction de l'oxygène dans les eaux profondes semblait en voie d'être résolu (Charlton 1994). Toutefois, à la fin d'août 1998, les concentrations d'oxygène étaient de nouveau inférieures à 1 mg/L dans la majeure partie du basin central. Les scientifiques continuent d'étudier et de surveiller la situation.

Malgré leur efficacité mitigée dans le cas de l'oxygène, les mesures de réduction des charges d'éléments nutritifs prises dans le cadre de l'Accord Canado-américain sur la qualité de l'eau dans les Grands Lacs ont dans l'ensemble donné de bons résultats. Il est probable que le lac n'a jamais atteint pleinement son point d'équilibre pendant la brève période durant laquelle les charges d'éléments nutritifs ont atteint leur valeur maximale, si bien que les effets négatifs ont été évités et renversés par la réduction substantielle des charges de phosphore. L'adoption de meilleures pratiques d'utilisation des terres devrait permettre de réduire encore davantage les charges à près de la moitié de la charge totale de phosphore provenant de sources diffuses. L'élimination des eaux usées constitue un problème de gestion perpétuel. Il est essentiel de consolider les gains réalisés à ce jour pour préserver l'intégrité du lac. L'élimination du phosphore aux installations d'épuration alourdit les coûts d'exploitation, et la croissance démographique se poursuit. D'où l'importance de continuer de surveiller de près les fluctuations des charges et le rendement des installations de traitement des eaux usées.

Murray Charlton
Environnement Canada

éléments nutritifs, et leurs eaux chargées d'algues conservent une teinte verte durant la majeure partie de la saison de croissance (voir l'étude de cas consacrée aux lacs Qu'Appelle). Lorsque les concentrations d'éléments nutritifs sont très élevées (généralement inférieures à 100 µg/L de phosphore total), la croissance des algues ne dépend plus de la concentration de phosphore, mais plutôt d'autres facteurs tels que l'azote, les oligoéléments (p. ex. fer) ou la lumière, à cause de l'ombrage que se créent mutuellement les algues du fait de leur densité élevée. Les lacs qui présentent des concentrations d'éléments nutritifs extrêmement élevées et des proliférations d'algues si considérables qu'elles confèrent à l'eau une consistance de soupe aux pois sont qualifiés d'hypereutrophes.

Les proliférations d'algues ont de nombreux effets néfastes. Au début, les effets les plus perceptibles sont l'augmentation de la turbidité de l'eau, la réduction de l'aspect esthétique du plan d'eau touché et même la réduction des activités de loisirs, la visibilité étant souvent réduite au point de gêner les nageurs. À mesure que l'enrichissement s'intensifie, des proliférations erratiques et parfois graves de différents types d'algues (p. ex. *Chrysophyta*, *Haptophyta*, *Dinophyta*) peuvent non seulement compromettre la qualité de l'eau et menacer la chaîne alimentaire aquatique, mais aussi causer une mortalité massive parmi les populations de poissons (p. ex. Adachi 1965; Kamiya et al. 1979; Hansen et al. 1994; Hallegraeff et al. 1995; Leeper et Porter 1995), en particulier, semble-t-il, dans les systèmes acidifiés (Mills et al. 1995). Les systèmes très eutrophes sont en général dominés par les algues bleues, qui forment des masses denses, nauséabondes et incommodantes, souvent à la surface de l'eau, bon nombre de ces algues étant moins denses que l'eau. Ces algues peuvent même former des proliférations massives sous la glace, car elles captent très efficacement la lumière. De nombreuses espèces d'algues bleues produisent des toxines puissantes et peuvent de ce fait provoquer l'intoxication du zooplancton, des poissons, des oiseaux aquatiques, des animaux terrestres, du bétail et même des humains (Carmichael 1992; Kotak et al 1993a, 1994). Paradoxalement, certaines algues bleues donnent parfois l'impression d'accroître la transparence de l'eau, car leurs cellules, rassemblées en colonies macroscopiques, permettent à la lumière de pénétrer plus facilement la colonne d'eau que si chacune d'entre elles menaient une existence isolée (Vollenweider 1976). Plus fréquemment, cependant, les proliférations d'algues bleues à la surface de l'eau empêchent la lumière d'atteindre les autres algues ou les plantes aquatiques. Les algues bleues peuvent avoir d'autres effets néfastes pour les chaînes alimentaires aquatiques en raison de leur forte taille, qui empêche la plupart des brouteurs de les ingérer. Cette caractéristique leur permet d'échapper aux prédateurs et favorise leur croissance et leur dominance, les pressions des brouteurs s'exerçant plutôt sur les espèces d'algues plus petites et moins nocives (Watson et McCauley 1988).

Lorsqu'elles sont présentes à une forte densité, les algues font grimper les coûts de filtration de l'eau potable et confèrent à l'eau un mauvais goût et une odeur désagréable. Le déclin et la sénescence des proliférations d'algues peuvent faire chuter les concentrations d'oxygène et générer des concentrations toxiques d'ammonium, restreignant de ce fait le volume d'eau habitable par les poissons. Sur les rivages présentant de nombreux supports rocheux et des concentrations de phosphore suffisamment élevées, diverses espèces d'algues filamenteuses épiphytes (p. ex. *Cladophora* sp.) peuvent former de longs filaments denses qui envahissent l'espace normalement occupé par les autres espèces et procurent l'environnement et les éléments nutritifs permettant la croissance de tapis malodorants d'algues et de bactéries. Ces filaments se brisent durant les orages à la fin de l'été et sont repoussés sur les rives par le vent où ils forment des amoncellements qui peuvent atteindre plus d'un mètre d'épaisseur et s'étendre sur une distance appréciable à partir du rivage. En

plus d'empêcher complètement la natation et tout autre forme de loisir, ces amoncellements. en se décomposant, émettent des odeurs fort désagréables et produisent des concentrations d'ammoniac nocives qui compromettent la sécurité et réduisent la valeur des propriétés avoisinantes.

Les algues (de même que certaines bactéries comme les actinomycètes) peuvent causer de graves problèmes d'odeur et de goût dans les approvisionnements en eau potable. Un grand nombre d'algues bleues et d'actinomycètes produisent de la géosmine (*trans,trans*-1,10-diméthyl-9-décalol) et du MIB (2-méthylisobornéol), deux composés qui confèrent un goût et une odeur de vase ou de terre à l'eau potable (Jensen et al. 1994; Jüttner 1995). Ces deux puissants composés organiques volatils (COV) résistent aux procédés de traitement classiques de l'eau, et leur élimination entraîne des investissements additionnels de plusieurs millions de dollars annuellement. Ces composés ont souvent été associés à la prolifération d'algues nuisibles dans les lacs très eutrophes (Brownlee et al. 1984; Kenefick et al. 1992; Watson et al. 1999), mais plus récemment, ils ont causé des problèmes dans des systèmes dont les concentrations d'éléments nutritifs avaient été réduites. Des concentrations élevées de ces composés ont été détectées dans le lac Érié, la rivière Niagara, l'est du lac Ontario et le cours supérieur du Saint-Laurent (Lange et Wittmeyer 1997; Ridal et al. 1999; Watson et al. 2000). La nuisance causée par les mauvaises odeurs s'est aggravée dans les Grands Lacs et le réseau du Saint-Laurent depuis l'apparition de la moule zébrée, et nombre d'intervenants imputent la détérioration de la situation au mollusque qui, en contribuant à accroître la transparence de l'eau et/ou en favorisant la libération d'éléments nutritifs en rejetant ses matières fécales, aurait favorisé la prolifération des algues benthiques (Lange et Wittmeyer 1997; Vogel et al. 1997). Les algues bleues ne sont toutefois pas les seules algues capables d'engendrer des problèmes d'odeur et de goût. Des problèmes graves mais intermittents peuvent se produire même dans les lacs et réservoirs pauvres en éléments nutritifs. Ces problèmes résultent souvent de la production d'acides gras dégageant une odeur de poisson par les chrysophytes (Nicholls 1995; Watson et al. 1999). Les réactions des consommateurs à l'égard d'une eau potable sentant la vase, la terre ou le poisson ont remis en question la salubrité de l'approvisionnement en eau potable et conduit à la mise en place de divers traitements plus ou moins efficaces destinés à atténuer le problème (Kim et al. 1997; Chow et al. 1998; Satchwill et al. 2000). Il convient toutefois de noter que ces composés ne sont pas toxiques pour la plupart des organismes, bien que la géosmine, à concentrations excessives, puisse affecter les stades juvéniles de certains organismes comme la truite et les oursins, et les dérivés d'acides gras peuvent être toxiques pour les microbrouteurs (Nakajima et al. 1996; Gagné et al. 1999; Jüttner 1999).

Les algues produisent la matière organique qui forme la base de la chaîne alimentaire, mais elles peuvent également avoir des effets écologiques indésirables lorsque leurs populations s'élèvent de façon excessive. Dans les lacs pauvres en éléments nutritifs produisant peu de matière organique, la fertilisation artificielle peut aider à accroître les concentrations d'éléments nutritifs et la croissance des plantes. Par exemple, l'ajout d'azote et de phosphore dans des lacs oligotrophes de la Colombie-Britannique a permis d'accroître l'abondance des algues et du zooplancton et, de ce fait, la taille des saumons juvéniles et reproducteurs (voir la section 3.4). Toutefois, dans les lacs eutrophes, les populations de zooplancton sont assujetties à des cycles d'abondance et d'effondrement, et la diversité et la production peuvent être limitées par les proliférations d'algues bleues. Des poissons « communs », comme la carpe, peuvent devenir les espèces dominantes, tandis que la reproduction et la survie d'espèces de plus grande valeur, comme la truite ou l'achigan, peuvent être compromises par la présence de quantités considérables de débris organiques et les épisodes de désoxygénation provoqués périodiquement par la décomposition des masses d'algues. L'eutrophisation s'accompagne

Les lacs Qu'Appelle, en Saskatchewan: effets des activités humaines sur les lacs naturellement eutrophes

Les lacs du sud de l'Alberta, de la Saskatchewan et du Manitoba, région englobant les écozones des Plaines boréales et des Prairies, sont situés dans de vastes bassins hydrologiques fertiles soumis à l'exploitation agricole qui fournissent des concentrations élevées d'éléments nutritifs. L'eutrophisation représente généralement la principale cause d'altération de la qualité de l'eau (Gouvernement du Canada 1996; Hall et al. 1999). La qualité de l'eau dans les lacs des prairies est déterminée par les interactions entre le climat, l'utilisation des ressources et les facteurs urbains. Les lacs de la vallée de la Qu'Appelle, dans le centre-sud de la Saskatchewan, illustrent bien les effets combinés de l'exploitation agricole, du développement urbain et du climat sur la qualité de l'eau.

Figure 4.4. Bassin hydrographique et lacs de la vallée de la Qu'Appelle. Adapté de Hall et al. 1999.

La vallée de la Qu'Appelle s'étend sur plus de 400 km, depuis la naissance de la rivière près du lac Diefenbaker, dans l'ouest de la Saskatchewan, jusqu'à sa jonction avec la rivière Assiniboine, dans l'ouest du Manitoba (figure 4.4). Son bassin de quelque 52 000 km^2 est drainé par la rivière Qu'Appelle, dont le ou les tributaires alimentent en eau près du tiers de la population de la Saskatchewan, y compris les villes de Regina et de Moose Jaw. Plus de 95% des terres du bassin hydrographique sont cultivées ou utilisées comme aires de pâturage (Hall et al. 1999). Une chaîne de huit lacs, soit deux réservoirs de tête (lacs Diefenbaker et Buffalo Pound), un groupe central formé des quatre « Fishing Lakes » (lacs Pasqua, Echo, Mission et Katepwa) et deux bassins situés plus à l'est (lacs Crooked et Round), détermine un gradient de statut trophique dans la vallée, les concentrations d'éléments nutritifs augmentant d'ouest en est le long de la chaîne. Un neuvième lac, le lac Last Mountain, communique avec la rivière Qu'Appelle par le ruisseau Last Mountain. Ces lacs constituent une importante source de loisirs et de ressources de grande valeur économique pour la population du sud de la Saskatchewan, étant utilisés tant pour la pêche commerciale (corégone, cisco et buffalo à grande bouche) et sportive (grand brochet, doré, perchaude) que pour les loisirs, l'irrigation, l'abreuvement du bétail, l'approvisionnement en eau potable et le rejet d'eaux usées, de même que pour la prévention des inondations et la protection des habitats des oiseaux aquatiques (Munroe 1986; Chambers 1989).

Les lacs de la vallée de la Qu'Appelle se trouvent sur des dépôts d'épandage fluvio-glaciaires (Hall et al. 1999). Comme la plupart des lacs de la région, ils sont peu profonds (profondeur moyenne de 3,0-14,3 m), hypereutrophes (concentrations de phosphore total >300 µg/L) et fortement encombrés durant tout l'été par des proliférations massives d'algues bleues (Munroe 1986; Kenney 1990; Hall et al. 1999). La qualité de l'eau est déterminée dans une faible mesure par les fluctuations annuelles des précipitations et la vitesse d'évaporation durant les mois secs et chauds de l'été. Selon l'importance des précipitations au cours d'une année donnée, leur salinité varie de faible (0,5 à 1,0 g de solides totaux dissous totaux [STD]/L) à moyenne (1,0 à 5,0 g de STD/L). Les eaux des lacs Diefenbaker et Buffalo sont les plus douces (< 0,5 g de STD/L), tandis que celles du Last Mountain sont les plus salées (souvent plus de 1,5 g de STD/L) (Chambers 1989; Hall et al. 1999).

Les lacs Qu'Appelle conclus

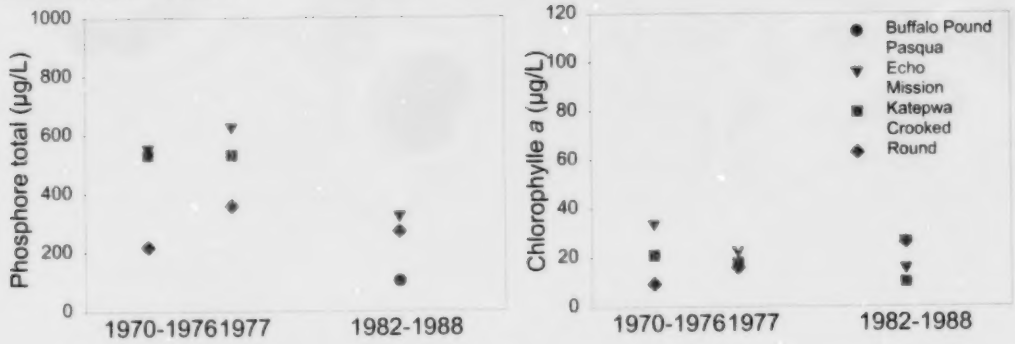


Figure 4.5. Concentrations moyennes de phosphore total et de chlorophylle *a* dans les lacs de la vallée de la Qu'Appelle avant et après la modernisation des installations de traitement des eaux usées de Regina en 1978 (source des données: Chambers 1989).

Bien que les lacs soient naturellement eutrophes, la qualité de l'eau s'est nettement détériorée depuis que la région est habitée en permanence et fait l'objet d'une exploitation agricole intensive (Allan et al. 1980; Hall et al. 1999). Devant les préoccupations croissantes soulevées par la détérioration de la qualité de l'eau des lacs de la vallée de la Qu'Appelle au cours des 30 dernières années, plusieurs études fédérales-provinciales ont été entreprises. Ces études ont révélé que les proliférations d'algues et de plantes aquatiques étaient imputables aux fortes concentrations d'éléments nutritifs dans les eaux de ruissellement provenant des terres agricoles et dans les eaux usées municipales. Selon des estimations effectuées à l'époque (1972), 70% du phosphore et de l'azote pénétrant dans le bassin de la Qu'Appelle provenaient des effluents rejetés par les installations de traitement des eaux usées de Regina et de Moose Jaw (Munroe 1986). En 1975, le gouvernement fédéral et la Saskatchewan ont signé un accord en vue de protéger et de restaurer l'environnement de la vallée de la Qu'Appelle, de préserver les ressources et le patrimoine culturel et de promouvoir la croissance économique de la région en misant sur son potentiel touristique et récréatif (Chambers 1989). La ville de Regina a modernisé ses installations de traitement des eaux usées pour le traitement tertiaire en 1976, tandis que Moose Jaw a redirigé toutes ses eaux usées vers les terres agricoles en 1987 en adoptant un procédé de vaporisation de ses déchets liquides (Chambers 1989).

Le traitement tertiaire des eaux usées n'a pas amélioré de manière significative la qualité de l'eau des lacs de la vallée. Une comparaison des données recueillies avant et après les améliorations apportées à la station d'épuration des eaux usées de Regina indique que les concentrations de phosphore total ont diminué dans les zones d'eau libre, mais que celles de chlorophylle *a* sont demeurées stables (figure 4.5; Chambers 1989). De la même façon, des études paléolimnologiques des facteurs environnementaux responsables des changements à long terme de la qualité de l'eau observés dans les lacs de la vallée de la Qu'Appelle ont montré que la production algale était plus élevée avant la modernisation des installations de traitement de Regina pour le traitement tertiaire (environ 1925 à 1960) et que la composition des communautés d'algues est devenue plus variable après cette transformation (environ 1977 à 1990) (Dixit et al. 2000). Pour leur part, Hall et al. (1999) n'ont noté aucune amélioration perceptible de la qualité de l'eau après le traitement des eaux usées, même si la charge de phosphore a diminué de 300%.

Les charges d'azote dans les lacs n'ont jamais été aussi élevées (Hall et al. 1999). Les résultats d'essais biologiques d'enrichissement en éléments nutritifs (Graham 1997), les conclusions d'une analyse des ratios azote total/phosphore total (Munroe 1986) et la présence d'algues bleues fixatrices d'azote (Graham 1997) donnent à croire que la production primaire dans la vallée de la Qu'Appelle est déterminée par l'apport d'azote, et non simplement par le phosphore. Selon Hall et al. (1999), les futures stratégies de gestion devront tenir compte du fait que la qualité de l'eau dans les lacs d'amont est affectée par les activités humaines, tandis que celle des lacs d'aval est davantage liée à l'exploitation des ressources (superficie des terres cultivables et biomasse du bétail).

Martha Guy
Environnement Canada

donc habituellement d'une simplification de la chaîne alimentaire aquatique. En outre, la surabondance de matière organique résultant de la prolifération des algues peut étouffer le fond des lacs et ainsi réduire la biodiversité des organismes benthiques. La matière organique peut également s'accumuler entre les pierres et, en se décomposant, consommer suffisamment d'oxygène pour compromettre la survie des œufs des poissons. Dans les sédiments, l'accumulation de matière organique peut favoriser la prolifération excessive des plantes aquatiques enracinées. Les éléments nutritifs contenus dans les sédiments sont absorbés par les plantes, puis libérés dans la colonne d'eau par excrétion par les feuilles ou les tiges ou lors de la décomposition des plantes.

L'abondance des plantes aquatiques varie également en fonction de la concentration d'oxygène dans les lacs. Le jour, les plantes aquatiques sont actives photosynthétiquement et produisent de l'oxygène. La nuit, elles consomment cet oxygène, alors que la photosynthèse s'arrête et que seule la respiration se poursuit. Lorsqu'elles sont très abondantes, les plantes aquatiques peuvent faire augmenter les concentrations d'oxygène bien au-delà du point de saturation, provoquant l'apparition de bulles d'oxygène dans l'eau. À l'opposé, la nuit, la consommation d'oxygène par les plantes peut faire chuter les concentrations bien en-decà de la concentration de saturation (concentration maximale d'oxygène à une température et pression barométrique données), stressant du même coup les poissons et les invertébrés (Vollenweider 1976). La perception généralement acceptée selon laquelle ce sont les algues qui réduisent les concentrations d'oxygène dans les lacs constitue une vision simplifiée de la réalité. Même s'il est vrai que les concentrations d'oxygène peuvent être élevées durant le jour, la réduction des concentrations due à l'assimilation par les plantes peut être compensée en bonne partie par la diffusion de l'oxygène atmosphérique dans le lac si les concentrations chutent en-decà des valeurs de saturation.

Les algues peuvent aussi provoquer un épuisement de l'oxygène dans l'hypolimnion. Au début de l'été, les eaux de surface des lacs se réchauffent sous l'effet du rayonnement solaire. Bien que ce réchauffement soit perceptible jusqu'à plusieurs mètres de profondeur, la couche d'eau plus profonde demeure froide et, du fait de sa plus grande densité, ne se mélange pas facilement avec la couche superficielle plus chaude. Jusqu'à ce que cette dernière se refroidisse en automne, la couche d'eau profonde (hypolimnion) n'entre jamais en contact avec l'air . Par conséquent, l'oxygène consommé ne peut être remplacé par diffusion à partir de l'air. La vitesse à laquelle l'oxygène se raréfie dépend de la température et de l'épaisseur de l'hypolimnion, de la respiration des bactéries (dont l'abondance est déterminée par la quantité de matière organique qui se déposent à partir des eaux superficielles plus chaudes) et des autres organismes vivant dans l'hypolimnion et les sédiments (Vollenweider 1976). Dans les lacs fortement pollués par les eaux usées brutes ou traitées, la matière organique provenant des installations de traitement peut être plus que suffisante pour réduire les concentrations d'oxygène. Dans la plupart des lacs, toutefois, les proliférations d'algues fournissent la matière organique qui sert à la croissance des bactéries de l'hypolimnion et qui, en se décomposant, consomme l'oxygène (voir l'étude de cas consacrée au lac Érié).

La consommation d'oxygène dans l'hypolimnion d'un lac peut y entraîner l'épuisement complet des réserves d'oxygène. Lorsqu'une telle situation se produit, la plupart des organismes quittent l'hypolimnion et les sédiments. Ceux qui sont trop lents périssent inévitablement. La présence prolongée de faibles concentrations d'oxygène (5 mg/L) dans l'hypolimnion peut entraîner un changement de la composition des communautés de poissons et le remplacement des espèces d'eau froide nécessitant des concentrations élevées d'oxygène dissous (p. ex. salmonidés et chabots) par

Le lac Heney, au Québec: les effets de l'aquaculture (1993-1998)

En novembre 1998, le gouvernement du Québec ordonnait la fermeture d'une exploitation aquacole établie depuis 1993 sur un tributaire du lac Heney (Québec) (Bird et Mesnage 1996). Pendant les cinq années durant lesquelles l'entreprise a mené à bien ses activités, les charges de phosphore dans le lac ont presque doublé, la transparence de l'eau et les concentrations d'oxygène ont chuté de façon spectaculaire et les concentrations d'algues ont augmenté. Selon le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, l'entreprise, en rejetant ses effluents riches en éléments nutritifs dans un tributaire du lac, représentait un apport annuel de phosphore de 400 kg. La forte teneur en éléments nutritifs des eaux usées de l'entreprise était due à la présence de nourriture excédentaire.

Le lac Heney, situé dans la région de l'Outaouais, au Québec, abrite une population de truites fort prisées des amateurs de pêche sportive. Le lac est profond (profondeur maximale de 30 à 33 m) et s'étend sur une superficie de 12,4 km^2. Les concentrations de phosphore total dans les eaux de surface ont oscillé entre 10 et 30 µg/L au cours de l'été de 1995. Durant le renversement printanier des eaux, en 1996, les concentrations sont demeurées stables à 21 µg/L dans la colonne d'eau. Le lac Heney, de par sa concentration de phosphore, est considéré comme mésotrophe ou modérément riches en éléments nutritifs.

La hausse des concentrations de phosphore causée par l'exploitation aquacole a entraîné une augmentation de l'abondance des algues planctoniques, des macrophytes et des algues filamenteuses (Bird et Mesnage 1996). En 1996, les algues planctoniques étaient relativement peu abondantes (leur abondance étant exprimée en concentration de chlorophylle *a*), les concentrations variant entre 1 et 3 µg/L, avec un pic de 14 µg/L en août. La courbe de variation des concentrations d'oxygène dissous était typique d'un lac mésotrophe, les concentrations étant plus faibles dans les eaux profondes (hypolimnion). Durant la majeure partie de juillet, les concentrations d'oxygène dans l'hypolimnion sont demeurées inférieures à 6 mg/L. De telles concentrations peuvaient être nocives pour le touladi (Prairie 1994). La diminution des concentrations d'oxygène pourrait également avoir eu des effets à long terme en réduisant la croissance et la fécondité d'espèces sensibles comme le touladi. Enfin, la prolifération des macrophytes aurait également détruit les frayères du touladi.

Pour élaborer un plan d'actions correctives adapté aux conditions du lac Heney, il a été nécessaire de quantifier la contribution relative de l'exploitation aquacole à l'apport total de phosphore à celle des autres sources (p. ex. atmosphère, chalets, terres cultivées dans le bassin, eaux usées de diverses provenances et sédiments du lac). Un échantillonnage réalisé en 1995 et en 1996 a révélé que la quantité de phosphore total entraînée vers le lac par tous les tributaires s'élevait à 762 kg (tableau 4.2). À elle seule, la contribution de l'exploitation s'établissait à 450 kg. La quantité perdue par le lac était de 231 kg. La fraction de la contribution persistant dans le lac (c.-à-d. le coefficient de rétention) s'établissait donc à 0.81. De toute évidence, l'exploitation aquacole était la principale source de phosphore dans le lac et la grande responsable de la détérioration rapide de la qualité de l'eau.

La fermeture de l'exploitation est l'option que le gouvernement du Québec et l'Association pour la protection du lac Heney ont privilégiée pour réduire les concentrations de phosphore et éviter une dégradation additionnelle de la qualité de l'eau du lac.

Tableau 4.2. Calcul du bilan de phosphore total (PT) dans le lac Heney (Québec). Adapté de Bird et Mesnage (1996).

Composantes contribuant au bilan		**PT (kg)**
Tributaires (à l'exclusion de l'exploitation aquacole)		312
Exploitation aquacole	+	450
Atmosphère	+	186
Fosses septiques des chalets	+	195
TOTAL des contributions externes	=	1 143
Perte de phosphore du lac	-	231
Quantité de phosphore persistant dans le lac	=	912

Christian Gagnon
Environnement Canada

des espèces d'eau chaude (p. ex. doré, brochet et achigan à petite bouche), moins exigeantes à cet égard. Parfois, sous l'effet du vent, les couches d'eau peuvent bouillonner et tournoyer dans le lac. En pareil cas, des incidents de mortalité massive de poissons peuvent se produire dans les eaux de surface si les couches profondes d'eau désoxygénée atteignent des zones normalement recouvertes par les eaux de surface. L'épuisement de l'oxygène, toutefois, est un phénomène naturel qui est exacerbé par la pollution anthropique. En conséquence, l'épuisement de l'oxygène dans l'hypolimnion n'est pas obligatoirement le reflet d'un problème de pollution de l'eau. En réalité, on peut comparer l'ampleur et la durée de l'épuisement à des modèles qui tiennent comptent de tous les facteurs afin de déterminer la présence éventuelle d'un apport excessif de matière organique reflétant des sources de pollution (Charlton 1980).

Lorsque les concentrations d'oxygène dans l'hypolimnion sont faibles (hypoxie) ou nulles (anoxie), la réduction chimique des complexes fer-phosphate peut entraîner la libération sous forme de phosphate du phosphore séquestré dans les sédiments. La durée de la régénération du phosphore dépend de la durée de l'état d'anoxie, qui varie à son tour en fonction de la quantité de matière organique qui se dépose dans l'hypolimnion. Ce phénomène de régénération peut cependant conduire à un processus d'auto-fertilisation (ou à une augmentation de la charge interne de phosphore) lorsque le phosphore présent dans les sédiments remonte par diffusion jusqu'aux eaux de surface, augmentant les quantités de phosphore disponibles pour la prolifération des algues. Dans les lacs peu profonds pollués depuis des décennies, la libération du phosphore à partir des sédiments peut se produire même en présence d'oxygène. Cet apport de phosphore ralentit le rétablissement du lac, même lorsque les sources externes sont réduites. Dans la baie de Quinte, dans le lac Ontario, on a noté une nette amélioration de la qualité de l'eau après une réduction de 80% de la charge de phosphore, même si les quantités de phosphore libérées en été à partir des sédiments étaient importantes (Nicholls 1999). L'augmentation du débit des cours d'eau en automne entraîne l'élimination d'une partie du phosphore ainsi régénéré. Ainsi donc, la charge interne de phosphore peut retarder le rétablissement des lacs présentant un bon taux de renouvellement de l'eau, mais elle ne peut l'empêcher.

4.3. Cours d'eau

Jusqu'à tout récemment, la plupart des évaluations des effets de l'ajout d'éléments nutritifs dans les systèmes aquatiques avaient été réalisées dans des lacs ou des réservoirs, et très peu dans des cours d'eau. Le peu d'attention accordée aux effets d'un tel enrichissement chez les organismes des cours d'eau s'explique par le fait qu'on a longtemps considéré les cours d'eau comme de simples voies de transport capables d'assimiler n'importe quelle charge d'éléments nutritifs ou de déchets organiques. Cette hypothèse était peut-être valide avant l'industrialisation rapide et l'explosion démographique qui se sont produites au cours du XX^{e} siècle et qui ont entraîné une sévère dégradation de nombreux grands cours d'eau (p. ex. la Tamise, en Angleterre; le Rhin, en Europe; l'Elbe, en Tchécoslovaquie/Allemagne; le Cuyahoga, en Ohio, aux É.-U.). Ces cas de pollution excessive et d'autres observations faisant état d'un accroissement de productivité et/ou de réduction de la diversité en aval de sources ponctuelles ou diffuses d'éléments nutritifs ont incité de nombreux chercheurs à s'intéresser de plus près à la dynamique des éléments nutritifs et aux réponses des communautés riveraines à l'augmentation des charges d'éléments nutritifs.

Le cycle des éléments nutritifs dans les cours d'eau comprend l'assimilation et la libération de l'azote et du phosphore par les organismes aquatiques, ainsi que le transport en aval de ces éléments. Dans

la plupart des écosystèmes, le cycle des éléments nutritifs se déroule en bonne partie sur place (p. ex. entre les sédiments et l'eau dans le cas des lacs). Ce cycle est souvent décrit comme un cercle à l'intérieur duquel les éléments nutritifs se déplacent d'un compartiment (ou « bassin ») à l'autre pour finalement revenir dans le compartiment original. Dans les cours d'eau, toutefois, ce processus circulaire est étiré en spirale en considération de la migration des éléments nutritifs en aval. Dès lors, l'assimilation biologique des éléments nutritifs durant les processus circulaires, leur libération au moment de la décomposition des tissus, leur transport en aval et leur assimilation subséquente par les organismes vivant encore plus loin en aval déterminent un flux en hélice (Webster et Patten 1979; Newbold et al. 1981; Paul et Duthie 1988; Mulholland et al. 1990). La distance en aval parcourue par un ion phosphate ou nitrate depuis sa libération dans la colonne d'eau jusqu'à son assimilation et incorporation dans un organisme vivant dépend de l'importance de l'incidence de la disponibilité des éléments nutritifs sur la croissance de la flore microbienne du cours d'eau. Normalement, l'assimilation est rapide et la distance parcourue est faible dans les cours d'eau où la croissance des plantes est limitée par les éléments nutritifs. En revanche, le transport en aval de l'azote et du phosphore s'effectue sans pertes majeures sur de plus grandes distances dans les cours d'eau où l'abondance des plantes est régie par d'autres facteurs.

Les effets des charges d'éléments nutritifs ne dépendent pas uniquement de l'importance de l'apport, mais également du temps durant lequel ces charges persistent dans l'environnement. Les incidents ponctuels, tel l'ajout et la dilution à des concentrations non toxiques d'éléments nutritifs sur une période limitée ou prédéterminée (p. ex., déversement d'eaux usées) ont souvent peu d'effet sur le niveau d'enrichissement des écosystèmes, qui se rétablissent rapidement. Ce type d'incident, toutefois, peut avoir des répercussions très graves lorsque les concentrations sont suffisamment élevées pour être toxiques. En comparaison, les incidents soutenus (p. ex. rejet d'effluents se poursuivant sans interruption pendant des mois ou des années) ne causent habituellement pas d'effets toxiques, mais ils peuvent altérer l'habitat et modifier l'abondance et la composition des communautés végétales et animales du cours d'eau s'ils contribuent à y élever suffisamment les concentrations d'éléments nutritifs.

Alors que de nombreux cours d'eau traversant des zones soumises pendant de nombreuses années à une exploitation agricole intensive ou à un développement important sont devenus eutrophes ou même très pollués, d'autres, exposés à un apport modéré en éléments nutritifs (charge de polluants insuffisante pour provoquer une désoxygénation) par les eaux usées et les déchets agricoles qui y sont rejetés, montrent une productivité biologique accrue (voir l'étude de cas consacrée aux rivières du nord de l'Alberta). Des courbes dose-réponse établissant un lien entre les concentrations d'éléments nutritifs et la croissance des algues benthiques (périphyton) ont été proposées. Ces courbes montrent que la saturation de la croissance du périphyton survient à des concentrations très faibles, de l'ordre de seulement 1 à 5 µg/L de phosphore réactif soluble (Bothwell 1985; Bothwell et al. 1989; Chambers 1996) et de 10 à 15 µg/L d'azote (Bothwell 1992). D'autres études ont également révélé que dans les grands cours d'eau, où les producteurs primaires dominants sont des organismes phytoplanctoniques, l'ajout d'éléments nutritifs stimule la croissance. Par exemple, des études menées dans le sud de l'Ontario et l'ouest du Québec ont confirmé l'existence d'une corrélation positive entre la biomasse du phytoplancton (exprimée par la concentration de chlorophylle *a*) et la concentration de phosphore total dans l'eau (Basu et Pick 1996). Un faible apport en éléments nutritifs peut donc stimuler de façon significative la croissance des plantes.

Les rivières du nord de l'Alberta: les effets des effluents des fabriques de pâtes et des eaux usées urbaines

Par suite de la croissance au cours des 20 dernières années de l'industrie forestière dans la zone forestière boréale de l'Ouest canadien, les préoccupations suscitées par les effets des effluents des fabriques de pâtes sur le cycle des éléments nutritifs dans les cours d'eau et le risque d'eutrophisation ont pris une dimension nouvelle. Dans l'Ouest canadien, de nombreuses fabriques de pâtes ont été conçues ou modernisées récemment en vue d'atténuer les problèmes causés par les effets toxiques aigus des contaminants organiques ou l'épuisement des concentrations d'oxygène dissous. Paradoxalement, les répercussions éventuelles des charges d'éléments nutritifs n'ont pas retenu l'attention des responsables de la gestion des effluents des fabriques de pâtes.

L'étude des bassins hydrographiques du Nord (NRBS) s'est poursuivie de 1992 à 1996. Cet important projet visait à recueillir des données scientifiques additionnelles sur l'état des rivières Athabasca, Wapiti, Smoky et de la Paix, dans le nord de l'Alberta, et sur les effets du développement sur ces écosystèmes aquatiques (figure 4.6). L'objectif ultime de l'étude était d'obtenir les données requises pour rationaliser la gestion des ressources naturelles des bassins. Dans une des huit principales NRBS thèmes, les chercheurs se sont appliqués à évaluer les effets des effluents des fabriques de pâtes et des eaux usées municipales sur la situation trophique et le potentiel d'eutrophisation des rivières du Nord. Les rivières Athabasca, Wapiti, Smoky et de la Paix prennent toutes naissance dans les montagnes. En considération de leur taille, les bassins de ces rivières abritent une population clairsemée et sont en bonne partie couverts de forêts, quoique les terres agricoles forment 17% de la superficie du bassin hydrographique des rivières Wapiti et Smoky. Les eaux des rivières Athabasca, Wapiti, Smoky et de la Paix sont naturellement pauvres en éléments nutritifs, les concentrations médianes annuelles de phosphore total et d'azote total près de leur cours supérieur étant respectivement inférieures à 5 µg/L et à 300 µg/L.

Figure 4.6. Rivières Athabasca, Wapiti, Smoky et de la Paix, dans le nord de l'Alberta.

Les divers projets de recherche et de surveillance entrepris dans le cadre de cette étude visaient à quantifier les contributions en éléments nutritifs de toutes les sources ponctuelles et diffuses, à déterminer les effets des charges d'éléments nutritifs sur la chimie des rivières, à étudier *in situ* les réactions des organismes de ces rivières aux apports d'éléments nutritifs provenant des fabriques de pâtes et des effluents des installations municipales de traitement des eaux usées de même que celles des organismes benthiques aux changements de concentrations des éléments nutritifs, et à examiner les répercussions sur les chaînes alimentaires des interactions entre les éléments nutritifs et les contaminants dans les effluents des fabriques de pâtes (Chambers 1996; Chambers et al. 2000). Ces études ont révélé que les concentrations d'azote et de phosphore étaient

Les rivières du nord de l'Alberta conclus

élevées dans l'Athabasca, en aval des villes de Jasper, Hinton, Whitecourt et Fort McMurray, et dans la Wapiti, en aval de Grande Prairie, au cours de l'automne, de l'hiver et du printemps. Des concentrations de phosphore total et d'azote total supérieures aux normes provinciales de 0,05 mg/L de phosphore total et de 1,0 mg/L d'azote total établies pour la qualité des eaux de surface ont été décelées dans respectivement 20% et 2% des échantillons d'eau prélevés dans l'Athabasca entre 1980 et 1993. La plupart de ces valeurs élevées ont été enregistrées au cours de l'été et résultaient vraisemblablement de la présence de fortes concentrations de matières particulaires dans l'eau associaient avec le haut rejets de la rivière. Dans la Wapiti, 74% et 19% des échantillons prélevés près de l'embouchure de la rivière entre 1991 et 1993 présentaient des concentrations de phosphore total et d'azote total supérieures aux normes provinciales de qualité de l'eau établies pour les eaux de surface. En comparaison, seulement 12% et 0% des échantillons prélevés en amont de Grande Prairie présentaient des concentrations de phosphore total et d'azote total supérieures à ces mêmes normes. Ces résultats donnaient à croire que les apports d'éléments nutritifs provenant de la ville de Grande Prairie et de la fabrique de pâtes de la Weyerhaeuser of Canada Ltd. étaient en partie responsables du dépassement des normes.

Annuellement, le rejet continu des effluents industriels et municipaux contribuaient à hauteur de 4 à 10% à la charge d'azote total et de 6 à 16% à la charge de phosphore total dans l'Athabasca, cette contribution s'élevant en hiver. Dans la Wapiti, ces pourcentages s'établissaient à respectivement 20% et 22%. Dans le bras principal de la rivière de la Paix, aucun effet dû aux éléments nutritifs n'a été décelé.

La hausse des concentrations d'éléments nutritifs dans les rivières Athabasca et Wapiti a provoqué une augmentation de la biomasse du périphyton et de la densité des invertébrés benthiques et, dans le tronçon de l'Athabasca situé en aval de Hinton, une augmentation de la longueur et du poids corporel chez un petit poisson insectivore, le chabot à tête plate (*Cottus ricei*). L'augmentation de la biomasse du périphyton et de la densité des invertébrés benthiques en aval du point de rejet de effluents et l'absence de disparition d'espèces au sein de la communauté des invertébrés benthiques témoignaient d'un enrichissement en éléments nutritifs, et non pas d'effets toxiques. Des études menées dans des cours d'eau artificiels ont montré que l'ajout d'éléments nutritifs ou d'une solution d'effluent diluée à 1% provoquait une augmentation de la biomasse du périphyton et de la croissance de nombreuses espèces d'éphémères, de perles et de phryganes. Aucune différence significative n'a été notée entre les deux traitements. Ces résultats ont confirmé que la réponse au niveau actuel des charges dans les effluents était bel et bien une réponse à l'enrichissement en éléments nutritifs. Aucun signe d'effets néfastes pour l'écosystème n'a été observé (Podemski et Culp 1996). Même si aucune évaluation approfondie des effets sur les frayères et les aires d'alevinage n'a été réalisée dans les rivières du Nord, il ne semble pas que les populations de poissons soient actuellement incommodées par la réduction des concentrations d'oxygène dissous induite par l'ajout d'éléments nutritifs.

Ces résultats incriminant les fabriques de pâtes dans l'eutrophisation des rivières Athabasca et Wapiti-Smoky ont incité plusieurs intervenants parmi la population à recommander aux ministres fédéral et provincial de l'Environnement d'éliminer ou de réduire de manière substantielle les rejets d'éléments nutritifs dans les rivières du Nord, de restreindre les charges d'éléments nutritifs dans certains tronçons des rivières Athabasca et Wapiti-Smoky et d'obliger les fabriques de pâtes à réduire au maximum les concentrations de phosphore dans leurs effluents (Northern River Basins Study Board 1996). Au cours des années qui ont suivi la présentation de ces recommandations, le ministère de l'Environnement de l'Alberta s'est employé, en collaboration avec les fabriques de pâtes et les autorités municipales, à réduire les charges d'éléments nutritifs dans la rivière la plus gravement touchée (le réseau Wapiti-Smoky en Alberta). En ce qui concerne les rejets, il a également indiqué qu'il entendait imposer des exigences très rigoureuses pour tous les futurs projets de développement dans le bassin afin de protéger la qualité de l'eau. Pour sa part, le gouvernement fédéral a ordonné à toutes les fabriques de pâtes de mettre en place un programme de surveillance des incidences environnementales prévoyant l'évaluation des éventuels changements de la qualité de l'eau et des communautés d'organismes résultant du rejet de leurs effluents.

Patricia Chambers
Environnement Canada

Le bassin de la Yamaska, au Québec: les effets d'une exploitation agricole intensive

Le bassin de la Yamaska, situé dans le sud-ouest du Québec, s'étend depuis les contreforts des Appalaches, près de la frontière canado-américaine, jusqu'aux basses terres du Saint-Laurent (figure 4.7). Près du quart de l'agriculture du Québec se pratique dans ce bassin, l'élevage de porcs et la culture du maïs constituant les deux principaux secteurs d'activité. Quelque 210 000 hectares de terres sont cultivés (43% de la superficie totale du bassin), la majeure partie de cette superficie étant concentrée dans les basses terres du Saint-Laurent. Les cultures en rangs (principalement le maïs, mais aussi le soja et les légumes) accaparent à elles seules 58% de la superficie cultivée. En 1996, le cheptel vif comptait 311 000 unités animales (une unité animale correspondant à une vache ou à un cheval, ou à cinq porcs pesant entre 20 et 100 kg, ou à 125 poulets), dont 168 000 porcs, et sa densité s'élevait à 1,5 unité animale par hectare cultivé. Les activités agricoles se sont considérablement accrues dans le bassin de la Yamaska au cours des 25 dernières années, si bien que les pressions imposées par l'agriculture aux ressources hydriques sont aujourd'hui parmi les plus fortes dans la province. Le faible débit de la rivière en été (parfois aussi faible que 8 m^3/s) ne fait qu'empirer la situation dans la Yamaska et ses tributaires (Primeau et al. 1999).

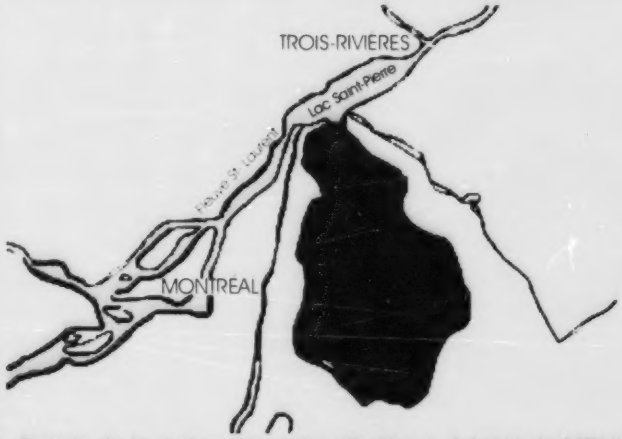


Figure 4.7. Bassin de la rivière Yamaska (Québec). Adapté de MENV 2000.

Les activités agricoles sont la principale source d'éléments nutritifs dans le bassin. Les engrais minéraux représentent un apport annuel de 13 000 tonnes d'azote et de 3 800 tonnes de phosphore, tandis que le fumier de bétail constitue un apport additionnel de 23 000 tonnes d'azote et 6 700 tonnes de phosphore. En comparaison des autres sources, ces apports sont très importants. De façon globale, les rejets agricoles représentent 68% et 75% des apports en phosphore qui atteignent le Saint-Laurent *via* la Yamaska (Delisle et al. 1998). Les concentrations d'éléments nutritifs disponibles dépassent largement les exigences des plantes cultivées dans le bassin. Le ministère de l'Environnement du Québec a estimé récemment que les quantités d'engrais organiques et minéraux utilisés dans le bassin de la Yamaska excèdent la demande d'azote et de phosphore des plantes dans des proportions de 144% et de 285%, respectivement. Les surplus d'azote et de phosphore s'élèvent à 80 kg/ha et à 27 kg/ha, respectivement. Ces surplus d'éléments nutritifs aboutissent dans le sol et les eaux de surface.

L'eau de la Yamaska est de piètre qualité selon les normes du Québec. Presque partout dans le bassin, les concentrations de phosphore excèdent la limite provinciale établie pour la prévention de l'eutrophisation (0,03 mg/L de phosphore total). À l'embouchure de la rivière, les concentrations médianes de phosphore total (0,195 mg/L) et d'azote total (2,15 mg/L) sont plus élevées que dans n'importe quel autre tributaire du Saint-Laurent (Primeau 1999). À l'échelle du bassin, les concentrations de phosphore, d'azote et de matières solides en suspension et les valeurs de turbidité sont parmi les plus élevées au Québec, et la rivière est considérée comme parvenue à un stade d'eutrophisation très avancé.

La prolifération des plantes aquatiques enracinées et des algues est la répercussion environnementale la plus évidente de l'enrichissement en éléments nutritifs. Dans la Yamaska, la biomasse du phytoplancton (exprimée en concentration de chlorophylle *a*) varie entre 10 et 50 µg/L et s'accroît en fonction de la distance par rapport aux eaux d'amont. Ces valeurs sont très élevées et témoignent du stade d'eutrophisation avancé de la rivière.

Le bassin de la Yamaska conclus

De vastes tapis flottants de lenticule mineure (*Lemna minor*) et d'importants peuplements de macrophytes sont également observés dans les réservoirs et les zones d'eau dormante. La prolifération des algues et des plantes aquatiques réduit la valeur esthétique de la rivière et restreint son utilisation à des fins récréatives.

En plus de favoriser la prolifération des plantes aquatiques et d'empêcher la population de profiter des avantages de la rivière, l'eutrophisation affecte également les autres organismes aquatiques et, parfois, les animaux terrestres. En entraînant l'épuisement de l'oxygène, la décomposition de la matière organique (macrophytes et algues) a des conséquences néfastes, voire létales, pour les poissons et les invertébrés benthiques. Des incidents de mortalité massive de poissons se sont produits dans la Yamaska au cours des dernières années, mais leur origine exacte (algues toxiques, épuisement de l'oxygène et contaminants industriels) n'a pas été déterminée. Les valeurs de demande biologique en oxygène sont élevées dans la Yamaska, et un lien a été établi entre ces valeurs et les superficies affectées aux cultures en rangs, donnant à croire que l'épuisement de l'oxygène est d'origine agricole. (Primeau 1999).

Les principales municipalités dans le bassin (p. ex. Granby, Saint-Hyacinthe, Cowansville, Farnham) obtiennent leur eau potable de la Yamaska. Les proliférations d'algues causent des problèmes d'odeur et de goût dont la résolution nécessite un traitement additionnel de l'eau. En outre, de fortes concentrations d'ammoniac ont été observées dans l'eau de la rivière durant des vagues de chaleur survenues au cours des derniers hivers. Le ruissellement en provenance des terres agricoles était vraisemblablement à l'origine de ce problème. Pour désinfecter adéquatement l'eau contenant de fortes concentrations d'ammoniac, il faut utiliser une plus grande quantité de chlore. L'eau ainsi traitée est bonne à boire, mais elle n'a pas bon goût.

Au plan de la qualité, l'eau de la Yamaska est considérée comme la pire au Québec. Toutes les données disponibles indiquent que le secteur agricole est le principal responsable de la situation actuelle. L'amélioration de la qualité de l'eau et la remise en état de l'écosystème du bassin de la Yamaska passent obligatoirement par une meilleure gestion des éléments nutritifs, en particulier des engrais (engrais commerciaux et fumier). À cette fin, en 1988, le gouvernement du Québec a lancé un programme en vue d'appuyer la construction de citernes de lisier. Grâce à cette initiative, plus de 1 million de m^3 de fumier sont aujourd'hui stockés adéquatement et mieux gérés à l'échelle du bassin. En 1997, l'adoption du *Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole* a conduit à la mise en place d'un nouveau programme de financement des projets agro-environnementaux. L'application par les agriculteurs de plans de fertilisation ajustant les épandages d'engrais en fonction des exigences des cultures est au cœur de cette stratégie. Récemment, l'Union des producteurs agricoles du Québec a effectué une évaluation agro-environnementale du secteur agricole québécois en vue d'accroître ses performances environnementales. Les agriculteurs sont manifestement plus conscients de l'importance des enjeux environnementaux, en particulier la gestion des éléments nutritifs, premier pas vers l'établissement d'une agriculture durable dans le bassin de la Yamaska et dans les autres régions du Québec.

Jean Painchaud
Ministère de l'Environnement du Québec

L'augmentation de la productivité primaire induite par l'ajout d'éléments nutritifs peut, à son tour, favoriser la croissance et la multiplication des niveaux trophiques supérieurs. Dans la rivière Kuparuk, petit cours d'eau en Alaska, l'augmentation de la biomasse du périphyton engendrée par l'ajout de phosphore a provoqué dans la portion enrichie du cours d'eau une accélération de la croissance chez les quatre grands insectes les plus abondants, ainsi que chez les jeunes de l'année et les adultes de l'ombre arctique (*Thymallus arcticus*) (Peterson et al. 1993). À l'inverse, l'augmentation de la densité des invertébrés benthiques peut causer une réduction de la biomasse du périphyton (Elwood et al. 1981; Winterbourn 1990; Yangdong et Lowe 1995). Par exemple, Biggs et Lowe (1994) ont noté que l'ajout de phosphore stimulait la production des brouteurs invertébrés dans la rivière Kakanui, en Nouvelle-Zélande, mais ne causait pas une augmentation de la biomasse du périphyton. Une fois les brouteurs éliminés, toutefois, la biomasse du périphyton a quintuplé. Il semble donc qu'une

.4

Le bassin de la Yamaska conclus

De vastes tapis flottants de lenticule mineure (*Lemna minor*) et d'importants peuplements de macrophytes sont également observés dans les réservoirs et les zones d'eau dormante. La prolifération des algues et des plantes aquatiques réduit la valeur esthétique de la rivière et restreint son utilisation à des fins récréatives.

En plus de favoriser la prolifération des plantes aquatiques et d'empêcher la population de profiter des avantages de la rivière, l'eutrophisation affecte également les autres organismes aquatiques et, parfois, les animaux terrestres. En entraînant l'épuisement de l'oxygène, la décomposition de la matière organique (macrophytes et algues) a des conséquences néfastes, voire létales, pour les poissons et les invertébrés benthiques. Des incidents de mortalité massive de poissons se sont produits dans la Yamaska au cours des dernières années, mais leur origine exacte (algues toxiques, épuisement de l'oxygène et contaminants industriels) n'a pas été déterminée. Les valeurs de demande biologique en oxygène sont élevées dans la Yamaska, et un lien a été établi entre ces valeurs et les superficies affectées aux cultures en rangs, donnant à croire que l'épuisement de l'oxygène est d'origine agricole. (Primeau 1999).

Les principales municipalités dans le bassin (p. ex. Granby, Saint-Hyacinthe, Cowansville, Farnham) obtiennent leur eau potable de la Yamaska. Les proliférations d'algues causent des problèmes d'odeur et de goût dont la résolution nécessite un traitement additionnel de l'eau. En outre, de fortes concentrations d'ammoniac ont été observées dans l'eau de la rivière durant des vagues de chaleur survenues au cours des derniers hivers. Le ruissellement en provenance des terres agricoles était vraisemblablement à l'origine de ce problème. Pour désinfecter adéquatement l'eau contenant de fortes concentrations d'ammoniac, il faut utiliser une plus grande quantité de chlore. L'eau ainsi traitée est bonne à boire, mais elle n'a pas bon goût.

Au plan de la qualité, l'eau de la Yamaska est considérée comme la pire au Québec. Toutes les données disponibles indiquent que le secteur agricole est le principal responsable de la situation actuelle. L'amélioration de la qualité de l'eau et la remise en état de l'écosystème du bassin de la Yamaska passent obligatoirement par une meilleure gestion des éléments nutritifs, en particulier des engrais (engrais commerciaux et fumier). À cette fin, en 1988, le gouvernement du Québec a lancé un programme en vue d'appuyer la construction de citernes de lisier. Grâce à cette initiative, plus de 1 million de m^3 de fumier sont aujourd'hui stockés adéquatement et mieux gérés à l'échelle du bassin. En 1997, l'adoption du *Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole* a conduit à la mise en place d'un nouveau programme de financement des projets agro-environnementaux. L'application par les agriculteurs de plans de fertilisation ajustant les épandages d'engrais en fonction des exigences des cultures est au cœur de cette stratégie. Récemment, l'Union des producteurs agricoles du Québec a effectué une évaluation agro-environnementale du secteur agricole québécois en vue d'accroître ses performances environnementales. Les agriculteurs sont manifestement plus conscients de l'importance des enjeux environnementaux, en particulier la gestion des éléments nutritifs, premier pas vers l'établissement d'une agriculture durable dans le bassin de la Yamaska et dans les autres régions du Québec.

Jean Painchaud
Ministère de l'Environnement du Québec

L'augmentation de la productivité primaire induite par l'ajout d'éléments nutritifs peut, à son tour, favoriser la croissance et la multiplication des niveaux trophiques supérieurs. Dans la rivière Kuparuk, petit cours d'eau en Alaska, l'augmentation de la biomasse du périphyton engendrée par l'ajout de phosphore a provoqué dans la portion enrichie du cours d'eau une accélération de la croissance chez les quatre grands insectes les plus abondants, ainsi que chez les jeunes de l'année et les adultes de l'ombre arctique (*Thymallus arcticus*) (Peterson et al. 1993). À l'inverse, l'augmentation de la densité des invertébrés benthiques peut causer une réduction de la biomasse du périphyton (Elwood et al. 1981; Winterbourn 1990; Yangdong et Lowe 1995). Par exemple, Biggs et Lowe (1994) ont noté que l'ajout de phosphore stimulait la production des brouteurs invertébrés dans la rivière Kakanui, en Nouvelle-Zélande, mais ne causait pas une augmentation de la biomasse du périphyton. Une fois les brouteurs éliminés, toutefois, la biomasse du périphyton a quintuplé. Il semble donc qu'une

4

communauté de macro-invertébrés également plus productive assimilait la production périphytonique excédentaire. À l'encontre de ce qu'on observe dans les petits cours d'eau, le zooplancton est une composante importante de la communauté des invertébrés dans les grands cours d'eau. Alors que la biomasse du périphyton est souvent étroitement liée à l'abondance des invertébrés benthiques dans les petits cours d'eau, la biomasse du phytoplancton semble avoir peu d'effet sur les effectifs du zooplancton dans les grands cours d'eau (Basu et Pick 1996). Cette différence pourrait être attribuable au fait que les organismes zooplanctoniques sont plus sensibles aux baisses d'effectifs que les organismes phytoplanctoniques du fait de leur mode de reproduction plus lent.

L'augmentation de la production d'algues et d'invertébrés engendrée par un enrichissement en éléments nutritifs peut à son tour stimuler la production de poissons. Ainsi, dans la rivière Keogh, en Colombie-Britannique, la biomasse du périphyton s'est accrue de cinq à dix fois par suite de l'ajout d'engrais, provoquant à son tour une augmentation du poids des alevins de salmonidés par un facteur de 1,4 à 2 fois (Johnston et al. 1990). Dans la rivière Bow, en Alberta, les eaux usées riches en éléments nutritifs rejetées par la station de traitement des eaux usées de Calgary assurent le maintien d'une pêche sportive à la truite de réputation internationale dans le tronçon de 50 km qui s'étend en aval de Calgary (Culp et al. 1992). Hoyer et Canfield (1991) ont relevé en divers endroits de l'Amérique du Nord l'existence d'une corrélation significative entre la population totale de poissons et la concentration de phosphore total dans 79 rivières.

Comme les éléments nutritifs stimulent la croissance des plantes aquatiques riveraines et influent sur l'abondance et la composition taxonomique des communautés d'insectes et de poissons, l'élimination ou la réduction des apports dans les rivières polluées devrait en principe contribuer à améliorer la situation. Les plans de remise en état des lacs sont en effet fondés sur la prémisse selon laquelle une diminution des charges d'éléments nutritifs (en particulier de phosphore) permet de réduire l'abondance des algues planctoniques et d'accroître la transparence de l'eau. Si les concentrations de phosphore et d'azote dans la colonne d'eau sont de bons prédicteurs de l'abondance des algues planctoniques dans les lacs et les grands cours d'eau (Dillon et Rigler 1974; Canfield 1983; Søballe et Kimmel 1987; Basu et Pick 1996), les concentrations d'éléments nutritifs permettent d'estimer avec plus ou moins de succès l'abondance du périphyton dans les petits et moyens cours d'eau (Biggs et Close 1989; Lohman et al. 1992; Scrimgeour et Chambers 1996; Dodds et al. 1997; Cattaneo et al. 1997; Carr et Chambers 1998; Chételat et al. 1999), et elles se révèlent encore moins efficaces lorsqu'il s'agit de prédire l'abondance des plantes aquatiques enracinées (Kern-Hansen et Dawson 1978; Canfield et Hoyer 1988; Duarte et Canfield 1990). La réduction des charges d'éléments nutritifs a cependant permis d'améliorer la qualité de l'eau de certains cours d'eau. Dans la rivière Thompson, en Colombie-Britannique, l'entrée en activité d'une usine de pâte kraft blanchie à Kamloops en 1972 a provoqué une accumulation massive d'algues benthiques. Les améliorations apportées à la gestion des eaux usées par la ville de Kamloops et l'usine ont permis de réduire d'environ 35% la charge de phosphore total entre 1973-1975 et 1989. Ce déclin a coïncidé avec une diminution de 60% de la biomasse du périphyton (Bothwell et al. 1992). De la même façon, par suite des améliorations apportées aux installations de traitement des eaux usées de la ville de Calgary, les charges de phosphore total, d'ammoniac total et de nitrate+nitrite dans la rivière Bow ont diminué de 80, 53 et 50%, respectivement, entre 1982 et 1988. Une réduction spectaculaire de la biomasse des plantes aquatiques a été observée au cours de la même période (Sosiak 2000).

En conclusion, la plupart des études sur les effets de l'ajout d'éléments nutritifs dans les systèmes riverains ont démontré qu'un enrichissement modéré dans les rivières dont les eaux sont intrinsèquement pauvres en éléments nutritifs entraîne une augmentation de la productivité de la rivière, souvent sans perte d'organismes. En revanche, une pollution excessive provoquant la dés oxygénation de l'eau se traduit par une baisse de productivité par le périphyton, les invertébrés benthiques et les poissons et, souvent, par une perte d'espèces.

4.4. Milieux humides

Les milieux humides sont des écosystèmes uniques qui se distinguent les uns des autres par leur végétation et leurs caractéristiques morphologiques, hydrologiques et chimiques. Présents autant dans les environnements dulcicoles que marins, ils comptent parmi les écosystèmes les plus productifs au monde pour ce qui est de l'incorporation du carbone et de l'accumulation de biomasse (Usher et Scarth 1990). Ils procurent des habitats favorables aux plantes et aux animaux. On estime que 35% des espèces animales rares ou en péril au Canada dépendent d'une façon ou d'une autre des milieux humides (Mathias et Moyle 1992). Les milieux humides remplissent une foule d'autres fonctions écologiques essentielles en servant d'aires d'alevinage et de haltes migratoires pour les poissons, les oiseaux et divers autres animaux et en intervenant dans la régulation des niveaux d'eau, la rétention des éléments nutritifs, la purification des aquifères, la transformation biogéochimique des éléments et l'échange de substances chimiques, d'éléments nutritifs et de matière organique entre les écosystèmes associés (Urban et Bayley 1986; Catalla 1993; Hook 1993). Les milieux humides couvrent 14% de la superficie du Canada, bordant le littoral marin et les rives des lacs et des cours d'eau, criblant la surface des Prairies et occupant les innombrables dépressions mal drainées du Bouclier canadien (GTNTH 1988).

La croissance et la stabilité de la végétation dans les milieux humides régissent la composition et l'abondance des invertébrés et des vertébrés et détermine sa productivité biologique (Sjörs 1950; Wedeles et al. 1992). Si la perte de milieux humides résulte principalement de leur conversion en terres agricoles et du développement urbain (Moore et al. 1989), l'ajout d'azote est également un facteur non négligeable, bien que ses effets soient plus insidieux (Morris 1991; OMS 1997a). L'azote limite souvent la croissance de la végétation dans les milieux humides. Un apport excessif d'azote peut accélérer l'eutrophisation et, en conséquence, réduire la qualité de l'eau, la disponibilité de l'habitat et la biodiversité. Bien que les effets de l'ajout d'éléments nutritifs aient été moins étudiés dans les milieux humides que dans d'autres écosystèmes aquatiques, deux effets sur la végétation sont fréquemment observés: une augmentation de la biomasse de la végétation émergente (Willis 1963; Wisheu et al. 1991) et une réduction de la diversité végétale (Al-Mufti et al. 1977; Grime 1977; Vermeer et Berendse 1983; Wilson et Keddy 1988). Des relevés de la végétation et des expériences de fertilisation en laboratoire donnent à croire que l'enrichissement en éléments nutritifs des milieux humides se produit en deux étapes. Lorsque les charges d'éléments nutritifs sont modérées, le nombre d'espèces par unité de surface et la production de biomasse augmentent. Toutefois, lorsque ces charges s'élèvent trop, la compétition pour la lumière (tiges et feuilles) et l'espace (racines) limite la croissance (p. ex., Willis 1963; Thurston 1969; Grime 1973; Al-Mufti et al. 1977). La diversité végétale est remplacée par la dominance d'une seule espèce par suite de l'invasion d'espèces non indigènes, agressives, résistantes et tolérant de fortes concentrations d'azote, comme la salicaire (*Lythrum salicaria*), la jacinthe d'eau (*Eichornia crassipes*) et le *Salvinia molesta*, ou du remplacement de la végétation en place par un peuplement monospécifique de quenouille (*Typha* sp.) ou de

phragmite (*Phragmites* sp.) (Keddy 1988; Mitsch et Gosselink 1993). Dans les milieux humides forestiers, les herbacées caractéristiques peuvent être supplantées par d'autres herbacées normalement absentes de ces habitats (Ehrenfeld 1983). Ces changements touchant la biomasse végétale et la composition spécifique de la flore locale de même que les perturbations abiotiques associées (p. ex. modification du bilan hydrique induite par l'augmentation des taux d'évapotranspiration; Chalmers 1979; Howes et al. 1986) peuvent modifier l'orientation de la succession des milieux humides.

L'évolution des pratiques de gestion des terres agricoles et l'augmentation des rejets d'eaux usées ont entraîné une augmentation des apports d'azote et de phosphore dans les bassins de drainage et, en particulier, dans les milieux humides (Morris 1991). Les précipitations acides constituent une autre source importante d'azote dans les milieux humides. En plus d'agir directement sur l'abondance et la composition de la flore des milieux humides, l'azote présent dans les retombées atmosphériques peut modifier l'humidité et l'acidité du sol et, par conséquent, la disponibilité des éléments nutritifs par divers processus tels que l'adsorption du phosphate, la nitrification, la dénitrification et la fixation de l'azote, ainsi que la spéciation des métaux (Gorham et al. 1984; Crowder 1991; Vaithiyanathan et al. 1996). Outre les effets directs de l'ajout d'azote, ces altérations peuvent perturber considérablement l'ensemble de la chaîne alimentaire des milieux humides.

Comme les milieux humides ont la faculté d'éliminer les polluants, l'utilisation de marais a été envisagée pour le traitement secondaire des eaux de ruissellement, des boues et des eaux usées urbaines et industrielles. Toutefois, ces effluents présentent également de fortes charges en DBO qui peuvent faire chuter les concentrations d'oxygène dissous dans les milieux humides jusqu'à des niveaux indésirables (Teal et Teal 1969). En outre, la charge d'éléments nutritifs des effluents urbains faisant uniquement l'objet d'un traitement primaire peut excéder la capacité d'absorption d'un milieu humide et provoquer la prolifération d'algues phytoplanctoniques qui empêchent la pénétration de la lumière jusqu'aux plantes enracinées (MacKinnon et Scott 1984). Les milieux humides présentent toutefois un excellent potentiel pour le traitement tertiaire ou polissage des eaux usées et des eaux de ruissellement (MacKinnon et Scott 1984; Kadlec et Knight 1996).

Les milieux humides d'eau douce diffèrent des milieux humides d'eau salée par leur végétation, leur hydrologie et leur chimie. Vu ces différences, les effets de l'ajout d'éléments nutritifs dans ces deux systèmes seront examinés séparément.

Milieux humides d'eau douce

Les milieux humides d'eau douce montrent un continuum de variations dans le temps et l'espace se rattachant à divers paramètres tels que la quantité et la source d'apports ioniques, la permanence des eaux dormantes et la composition de la végétation. Aux deux extrémités de ce continuum se trouvent les tourbières ombrotrophes (qui sont isolées de l'eau souterraine par une épaisse couche de tourbe et qui reçoivent la majeure partie de leur eau et de leurs sels minéraux de l'atmosphère) et les marécages et marais (qui sont en contact avec les nappes d'eau souterraine riches en sels minéraux). Les marécages se distinguent habituellement des marais (également appelés fens en Europe) par la présence d'arbres.

Les tourbières ombrotrophes sont typiquement acides. Comme elles sont alimentées par les précipitations (c.-à-d. que leurs apports d'éléments nutritifs sont strictement atmosphériques), les

Le marais Delta, au Manitoba: un milieu humide de prairie

Les milieux humides de prairie sont des écosystèmes complexes qui abritent une flore et une faune riches et diversifiées (GTNTH 1988). Cette biodiversité est de plus en plus menacée par des activités agricoles (p. ex. ajout d'éléments nutritifs, pesticides, enfouissement de résidus) dont on ignore en partie les effets écologiques. Les milieux humides fascinent par la richesse et la diversité de la faune qu'ils abritent et la beauté singulière de leur paysage (Griffiths et Townsend 1987). Pour les oiseaux migrateurs, en particulier pour les anatidés, les milieux humides représentent des aires d'alimentation, de nidification et de mue et des haltes migratoires indispensables (GTNTH 1988).

Le marais Delta s'étend le long de la rive sud du lac Manitoba. Avec ses quelque 200 000 hectares, il est le plus grand marais dans le bassin du lac Manitoba. Il est également considéré comme l'une des meilleures aires de reproduction et zones de chasse à la sauvagine dans les prairies canadiennes (MDMNR 1968). Il consiste en un réseau de petites et grandes baies interconnectées et d'étangs isolés séparés du lac Manitoba par une crête sablonneuse boisée (MacKenzie 1982). Les quatre plantes émergentes dominantes dans le marais sont le phragmite commun (*Phragmites australis*), la scolochlée (*Scolochloa festucacea*), la quenouille glauque (*Typha glauca*) et le scirpe lacustre (*Scirpus lacustris*) (Squires et Vander Valk 1992).

Bien que le marais Delta soit bordé par des terres agricoles fertiles, il est considéré comme naturellement eutrophe et non dégradé par les activités humaines. L'Université du Manitoba utilise le marais comme station de recherche pour étudier les effets de l'ajout d'éléments nutritifs dans un milieu humide de prairie. Des études ont montré que l'ajout d'éléments nutritifs accroît la production primaire dans les milieux oligotrophes pauvres en éléments nutritifs de la région d'Entrelacs au Manitoba (Murkin et al. 1992; Murkin et al. 1994; Gabor et al. 1994). On connaît toutefois moins bien les effets d'un enrichissement en éléments nutritifs dans les marais de prairie eutrophes. Des expériences réalisées par des scientifiques de l'Université du Manitoba et d'autres chercheurs ont montré qu'un apport d'azote et de phosphore à des doses comparables à celles utilisées dans de petits bassins hydrographiques faisant l'objet d'applications massives (c.-à-d. 2,5 à 10 kg/ha d'azote) peut modifier la composition spécifique de la végétation émergente (Neill 1990). Les effets sur les autres organismes (p. ex. algues et invertébrés aquatiques) sont moins bien documentés, mais il semble qu'un tel apport provoque une augmentation des charges d'éléments nutritifs et soit bénéfique jusqu'à un certain seuil pour la sauvagine en stimulant la production des invertébrés (Murkin et al. 1994). D'autres recherches s'imposent pour déterminer les processus chimiques qui influent sur la disponibilité des éléments nutritifs ainsi que les effets potentiels de la fertilisation sur la productivité et le fonctionnement général de ces écosystèmes.

Elizabeth Roberts
Environnement Canada

tourbières ombrotrophes sont particulièrement sensibles aux charges atmosphériques d'azote (Urban et Eisenreich 1988). Les effets de l'enrichissement en azote sur les tourbières ombrotrophes canadiennes demeurent à étudier. Toutefois, des études effectuées aux Pays-Bas et au Royaume-Uni ont révélé que l'espèce dominante, *Sphagnum*, et d'autres espèces de plantes typiques des milieux pauvres en azote peuvent se raréfier et être supplantées par des espèces affichant une plus grande affinité pour l'azote (Lee et al. 1989; Greven 1992; Aaby 1994). De la même façon, en Suède, l'application expérimentale de plus de 10 kg d'azote (sous forme de NH_4/NH_3)/ha/an dans des tourbières ombrotrophes a causé une réduction de la densité d'une espèce caractéristique des tourbières, le rossolis à feuilles rondes (*Drosera rotundifolia*), ce dernier étant incapable de compétitionner pour la lumière avec des espèces de plus grande taille (p. ex. *Eriophorum* et *Andromeda*) réagissant favorablement à l'enrichissement en azote (Redbo-Torstennsson 1994; OMS 1997a). L'augmentation des apports d'azote touche durement les tourbières ombrotrophes, car la capacité de rétention de l'azote de ces tourbières est élevée, et le cycle de l'azote y est fermé. L'Organisation mondiale de la santé (OMS) (OMS 1997a) a estimé à 5 à 10 kg d'azote/ha/an la charge atmosphérique critique d'azote pour les tourbières ombrotrophes. Lorsque ce seuil est dépassé, les fonctions chimiques, biologiques et hydrologiques de ces milieux humides sont altérées.

Le marais Delta, au Manitoba: un milieu humide de prairie

Les milieux humides de prairie sont des écosystèmes complexes qui abritent une flore et une faune riches et diversifiées (GTNTH 1988). Cette biodiversité est de plus en plus menacée par des activités agricoles (p. ex. ajout d'éléments nutritifs, pesticides, enfouissement de résidus) dont on ignore en partie les effets écologiques. Les milieux humides fascinent par la richesse et la diversité de la faune qu'ils abritent et la beauté singulière de leur paysage (Griffiths et Townsend 1987). Pour les oiseaux migrateurs, en particulier pour les anatidés, les milieux humides représentent des aires d'alimentation, de nidification et de mue et des haltes migratoires indispensables (GTNTH 1988).

Le marais Delta s'étend le long de la rive sud du lac Manitoba. Avec ses quelque 200 000 hectares, il est le plus grand marais dans le bassin du lac Manitoba. Il est également considéré comme l'une des meilleures aires de reproduction et zones de chasse à la sauvagine dans les prairies canadiennes (MDMNR 1968). Il consiste en un réseau de petites et grandes baies interconnectées et d'étangs isolés séparés du lac Manitoba par une crête sablonneuse boisée (MacKenzie 1982). Les quatre plantes émergentes dominantes dans le marais sont le phragmite commun (*Phragmites australis*), la scolochlée (*Scolochloa festucacea*), la quenouille glauque (*Typha glauca*) et le scirpe lacustre (*Scirpus lacustris*) (Squires et Vander Valk 1992).

Bien que le marais Delta soit bordé par des terres agricoles fertiles, il est considéré comme naturellement eutrophe et non dégradé par les activités humaines. L'Université du Manitoba utilise le marais comme station de recherche pour étudier les effets de l'ajout d'éléments nutritifs dans un milieu humide de prairie. Des études ont montré que l'ajout d'éléments nutritifs accroît la production primaire dans les milieux oligotrophes pauvres en éléments nutritifs de la région d'Entrelacs au Manitoba (Murkin et al. 1992; Murkin et al. 1994; Gabor et al. 1994). On connaît toutefois moins bien les effets d'un enrichissement en éléments nutritifs dans les marais de prairie eutrophes. Des expériences réalisées par des scientifiques de l'Université du Manitoba et d'autres chercheurs ont montré qu'un apport d'azote et de phosphore à des doses comparables à celles utilisées dans de petits bassins hydrographiques faisant l'objet d'applications massives (c.-à-d. 2,5 à 10 kg/ha d'azote) peut modifier la composition spécifique de la végétation émergente (Neill 1990). Les effets sur les autres organismes (p. ex. algues et invertébrés aquatiques) sont moins bien documentés, mais il semble qu'un tel apport provoque une augmentation des charges d'éléments nutritifs et soit bénéfique jusqu'à un certain seuil pour la sauvagine en stimulant la production des invertébrés (Murkin et al. 1994). D'autres recherches s'imposent pour déterminer les processus chimiques qui influent sur la disponibilité des éléments nutritifs ainsi que les effets potentiels de la fertilisation sur la productivité et le fonctionnement général de ces écosystèmes.

Elizabeth Roberts
Environnement Canada

tourbières ombrotrophes sont particulièrement sensibles aux charges atmosphériques d'azote (Urban et Eisenreich 1988). Les effets de l'enrichissement en azote sur les tourbières ombrotrophes canadiennes demeurent à étudier. Toutefois, des études effectuées aux Pays-Bas et au Royaume-Uni ont révélé que l'espèce dominante, *Sphagnum*, et d'autres espèces de plantes typiques des milieux pauvres en azote peuvent se raréfier et être supplantées par des espèces affichant une plus grande affinité pour l'azote (Lee et al. 1989; Greven 1992; Aaby 1994). De la même façon, en Suède, l'application expérimentale de plus de 10 kg d'azote (sous forme de NH_4/NH_3)/ha/an dans des tourbières ombrotrophes a causé une réduction de la densité d'une espèce caractéristique des tourbières, le rossolis à feuilles rondes (*Drosera rotundifolia*), ce dernier étant incapable de compétitionner pour la lumière avec des espèces de plus grande taille (p. ex. *Eriophorum* et *Andromeda*) réagissant favorablement à l'enrichissement en azote (Redbo-Torstennsson 1994; OMS 1997a). L'augmentation des apports d'azote touche durement les tourbières ombrotrophes, car la capacité de rétention de l'azote de ces tourbières est élevée, et le cycle de l'azote y est fermé. L'Organisation mondiale de la santé (OMS) (OMS 1997a) a estimé à 5 à 10 kg d'azote/ha/an la charge atmosphérique critique d'azote pour les tourbières ombrotrophes. Lorsque ce seuil est dépassé, les fonctions chimiques, biologiques et hydrologiques de ces milieux humides sont altérées.

Cootes Paradise, en Ontario: impacts urbains sur un marais côtier des Grands Lacs

Ce sont probablement les milieux humides qui illustrent le mieux les conflits relatifs à l'utilisation des terres qui découlent de la décision de privilégier ou non le développement urbain au détriment de la protection des fonctions des écosystèmes naturels. La situation est particulièrement manifeste dans le sud de l'Ontario. De nos jours, les marais côtiers de la portion canadienne des Grands Lacs inférieurs demeurent des ressources importantes pour les oiseaux aquatiques, même si le drainage, le développement, l'eutrophisation et la pollution ont profondément affecté leur intégrité au cours des cinquante dernières années (Mitsch 1992).

Le marais Cootes Paradise est une réserve naturelle de 250 ha située à l'extrémité ouest du port d'Hamilton, sur le lac Ontario. Le marais est une importante halte migratoire pour les oiseaux aquatiques et une zone d'alevinage et aire de reproduction pour les poissons de pêche sportive. Il est en outre une ressource scientifique et éducative fort précieuse à l'échelle locale (Chow-Fraser et Lukasik 1995).

Au cours des cent dernières années, le marais Cootes Paradise s'est considérablement dégradé sous l'influence des apports d'éléments nutritifs provenant de sources urbaines, rurales et agricoles, des fluctuations des niveaux d'eau, des apports de sédiments des ruisseaux et de la remise en suspension régulière de ces sédiments par le vent et les activités d'alimentation et de reproduction de la carpe (Chow-Fraser 1998). De 1919 à 1962, l'installation municipale de traitement des eaux usées (IMTEU) de Dundas (Ontario) a rejeté ses eaux usées ayant fait l'objet d'un traitement primaire dans la portion ouest du marais. En 1963, l'IMTEU a été modernisée pour le traitement secondaire (McLarty et Thachuk 1986), mais la charge de phosphore dans les effluents de l'usine est demeurée élevée (approximativement 45 kg de phosphore/j) jusqu'au début des années 1970. En 1978, l'IMTEU a été l'objet d'une nouvelle modernisation, cette fois pour le traitement tertiaire. Les filtres à sable destinés à réduire encore davantage la charge de phosphore n'ont cependant été ajoutés qu'en 1987 (Painter et al. 1991). Par suite de ces modifications, les charges de phosphore dans les effluents de l'IMTEU ont diminué de façon soutenue, passant de plus de 45 kg/j au début des années 1970 (Semkin et al. 1976) à nettement moins de 4 kg/j au cours des dernières années (Chow-Fraser et al. 1998). Outre cette IMTEU, d'autres sources ont été incriminées dans l'augmentation des charges d'éléments nutritifs (en particulier d'ammoniac et de phosphore réactif soluble), notamment des émissaires d'évacuation rejetant des eaux usées non traitées et des eaux de ruissellement en surface durant les orages (Chow-Fraser et al. 1996). Récemment, des réservoirs de rétention destinés à contenir les effluents rejetés par ces émissaires et à prévenir leur rejet direct dans le marais ont été construits (Chow-Fraser *et al.* 1996). Enfin, d'importantes quantités de sédiments et d'éléments nutritifs provenant des terres agricoles avoisinantes ont atteint le marais par de petits tributaires (Chow-Fraser et al. 1996; Chow-Fraser et al. 1998).

Les concentrations d'azote et de phosphore dans la colonne d'eau ont diminué considérablement par suite de la modernisation de l'IMTEU de Dundas en 1978 (Chow-Fraser et al. 1998; tableau 4.3). Avant la conversion au traitement tertiaire, la variation des concentrations de phosphore total (PT), de phosphore réactif soluble (PRS), d'ammoniac et de nitrate depuis le point de rejet des effluents de l'IMTEU jusqu'à l'exutoire du marais déterminait un gradient très marqué. Les concentrations moyennes de PT et de PRS soluble au point de rejet des eaux usées dans le marais étaient respectivement presque cinq et dix fois plus élevées que dans la zone d'eau libre (5 contre 1 mg de PT/L et 1,4 contre 0,1 mg de PRS/L), et les concentrations d'ammoniac total et de nitrate total, respectivement plus de dix fois et cinq fois plus élevées (13 contre 1 mg de de NH_3^+-N/L et 4,5 contre 1 mg de NO_3-N/L) (Painter et al. 1989; Chow-Fraser et al. 1998). Au cours des huit années qui ont suivi la modernisation de l'usine pour le traitement tertiaire, le brusque gradient ouest-est des concentrations de PT est disparu (Lougheed et Chow-Fraser 1998). Durant cette même période, l'IMTEU a commencé à soumettre ses effluents à un traitement par aération en vue de réduire la charge d'ammoniac total atteignant le marais, mais ce procédé additionnel a contribué à alourdir la charge de nitrate. En conséquence, les concentrations de nitrate ont doublé depuis 1978 dans les sites situés à proximité du point de rejet des effluents de l'IMTEU (9 à 11 mg de NO_3-N/L) et sont presque systématiquement dix fois plus élevées que dans la zone d'eau libre (0,5 à 1 mg de NO_3-N/L). La relocalisation de l'émissaire d'évacuation dans un secteur présentant un meilleur potentiel de mélange pourrait aider à améliorer la situation.

L'absence de végétation submergée est une caractéristique commune de nombreux marais côtiers dégradés des Grands Lacs. En dépit des gains enregistrés au chapitre de la qualité de l'eau, la végétation submergée ou émergente couvrait seulement 10% du marais Cootes Paradise au début des années 1990 (Chow-Fraser et al. 1996), et la communauté végétale émergente était dominée par deux espèces introduites, à savoir le phragmite commun (*Phragmites australis*) et la salicaire (*Lythrum salicaria*) (Chow-Fraser et al. 1998). Bien que la hausse du niveau d'eau au cours des années 1940 et 1950 soit à l'origine de la disparition de la végétation émergente et des modifications de l'habitat qui s'en sont ensuivies, l'enrichissement en éléments nutritifs a joué un rôle important dans la dégradation du marais Cootes Paradise (Chow-Fraser et al. 1998).

Cootes Paradise conclus

Tableau 4.3. Paramètres de la qualité de l'eau mesurés dans trois stations (eau libre; station avec végétation; point de rejet des effluents de l'IMTEU de Dundas) au marais Cootes Paradise, en 1973 et 1994.

Paramètre (mg/L)	*Eau libre*		*Végétation*		*Point de rejet*	
	1973	1994	1973	1994	1973	1994
Oxygène dissous - surface	10,5	9,4	s/o	7,3	7,4	11,1
Phosphore total	2,22	0,13	s/o	0,21	15,4	0,15
Phosphore total dissous	0,96	0,02	s/o	0,06	10,7	0,07
Nitrate total	0,70	0,58	s/o	0,35	2,16	10,3
Ammoniac total	0,45	0,14	s/o	0,16	8,27	0,27
Azote total	s/o	3,22	s/o	2,6	s/o	12,6

Sources des données: Bacchus (1974); Lougheed et Chow-Fraser (1998).

L'évolution des communautés algales du marais Cootes Paradise au cours des quatre dernières décennies reflète bien les changements de qualité de l'eau et du couvert végétal qui se sont produits durant la même période (Chow-Fraser 1998). Bien qu'elle n'ait pas altéré la composition spécifique de la communauté algale, la dégradation de la qualité de l'eau a modifié l'abondance des algues à divers endroits du marais (Chow-Fraser et al. 1998). Ainsi, les algues étaient plus abondantes dans un bras du marais recevant une forte charge d'éléments nutritifs d'un égout pluvial et les eaux de ruissellement d'un site d'enfouissement d'ordures ménagères (Sims 1949) que dans d'autres sites où la végétation réduisait la densité des communautés algales en entravant la pénétration de la lumière et en limitant la disponibilité des éléments nutritifs. L'abondance des algues bleues a augmenté au cours des années 1970 (Bacchus 1974). Toutefois, l'adoption d'un procédé d'élimination du phosphore à l'IMTEU de Dundas en 1993 a permis de réduire l'abondance des algues bleues au profit des algues vertes. Par suite de la régression du processus d'eutrophisation, les algues dorées (chrysophycées) sont réapparues dans le marais (Wetzel 1983; Chow-Fraser et al. 1998). À l'échelle de la communauté algale, le signe le plus important d'amélioration a été le rétablissement du rôle limitant du phosphore pour le phytoplancton se trouvant en eau libre.

Après la disparition de la végétation au cours des années 1940, les sédiments du fond du marais se sont ameublis au point de ne plus répondre aux exigences d'un assemblage diversifié de larves d'insectes aquatiques (Chow-Fraser 1998). En conséquence, la diversité des insectes aquatiques a décliné considérablement au cours des quarante dernières années, le nombre de taxons passant de 57 genres (23 familles et 6 ordres) en 1948 à 9 genres (6 familles et 3 ordres) en 1978, puis à seulement 5 genres (3 familles et 2 ordres) en 1995 (Chow-Fraser et al. 1998). La communauté diversifiée d'invertébrés benthiques des années 1940 a fait place à une communauté composée essentiellement de larves de chironomides, d'oligochètes et d'autres espèces de vers tolérant de faibles concentrations d'oxygène (Chow-Fraser et al. 1998). La prédation exercée par la carpe, poisson benthivore, maintient à un bas niveau l'abondance des brouteurs benthiques, et les algues épiphytes continuent de proliférer et d'entraver la pénétration de la lumière jusqu'aux macrophytes.

La consultation d'anciennes listes d'espèces révèle qu'une importante pêche aux poissons d'eau tempérée se pratiquait autrefois dans le marais Cootes Paradise (Whillans 1996). Toutefois, entre 1948 et 1978, l'abondance des poissons de pêche sportive a diminué, probablement en réponse aux flux diurnes élevés d'oxygène dissous (< 2 mg de O_2/L durant la nuit) et à la croissance des effectifs de la carpe (Chow-Fraser et al. 1998). Les poissons les plus fréquemment capturés depuis quelques années appartiennent aux familles des Cyprinidés (carpe et hybrides), des Centrarchidés (crapet soleil) et des Clupéidés (alose à gésier et gaspareau), tandis que les représentants d'espèces piscivores comme le brochet et l'achigan se font de plus en plus rares (Kay 1949; Chow-Fraser et al. 1998).

La remise en état du marais Cootes Paradise compte parmi les objectifs du plan d'assainissement du port d'Hamilton (Rodgers et al. 1992; Chow-Fraser et al. 1996). L'enrichissement en éléments nutritifs est l'une des principales causes de la dégradation du marais. Si l'on parvient à éliminer cet enrichissement et les pressions exercées par d'autres facteurs de stress anthropiques (p. ex. altération additionnelle de la qualité de l'eau, empiétement dû au développement, introduction d'espèces exotiques), la portion émergente du marais parviendra peut-être à se rétablir au cours des prochaines décennies.

Elizabeth Roberts
Environnement Canada

Contrairement aux tourbières ombrotrophes, les fens se rencontrent dans des milieux alcalins à légèrement acides (GTNTH 1988). Des études de fens mésotrophes des Pays-Bas ont montré que l'ajout d'azote causait une augmentation de l'abondance des grandes graminoïdes (graminées ou *Carex* spp.) et une réduction de la diversité des espèces subordonnées (Vermeer 1986; Verhoeven et Schmitz 1991; Koerselman et Verhoeven 1992). Se fondant sur les résultats de ces études et d'autres expériences menées en Hollande, l'OMS (1997a) a estimé 20 à 35 kg d'azote/ha/an la charge atmosphérique critique d'azote dans les fens. Comme le cycle des éléments nutritifs dans les marais est ouvert, les marais neutralisent mieux les effets néfastes des ajouts d'éléments nutritifs (Morris 1991; OMS 1997a; voir l'étude de cas consacrée au marais Delta). Toutefois, lorsque la charge d'éléments nutritifs (sans égard à sa source) dépasse la capacité de filtration de ces milieux humides, les marais commencent à dépérir (voir l'étude de cas consacrée au marais Cootes Paradise).

Milieux humides d'eau salée

Les milieux humides d'eau salée ou marais salés sont des écosystèmes côtiers dominés par les graminées et submergés à intervalles réguliers sous l'influence des marées (Chapman 1974). Le marais salé est l'expression la plus terrestre d'un environnement marin. Les plantes adaptées à ce type d'habitat sont en réalité des espèces terrestres qui sont incapables de compétitionner avec les autres plantes terrestres mais qui tolèrent bien les conditions salées (Phleger 1971; Hatcher et Patriquin 1981). Les marais salés sont le lieu d'interactions complexes entre des processus océanologiques, biologiques, géologiques, chimiques et hydrologiques (Glooschenko 1979). Ils jouent un rôle important dans les cycles planétaires de l'azote et du soufre (GTNTH 1988) parce qu'ils possèdent des cycles d'éléments nutritifs ouverts et parce qu'ils interviennent dans le stockage de grandes quantités d'éléments nutritifs. Au Canada, les marais salés ne représentent qu'une proportion relativement faible de la superficie totale des milieux humides (GTNTH 1988), en partie en raison de leur dépendance envers l'eau salée et les marées, une exigence physique particulière qui n'est satisfaite que dans certaines régions du pays (Chapman 1960; MacKinnon et Scott 1984).

Les marais salés accomplissent de nombreuses fonctions écologiques importantes en intervenant dans la réduction des éléments nutritifs et l'exportation de la matière organique vers les eaux côtières adjacentes, en servant de frayères pour les poissons et les invertébrés présentant une importance commerciale et d'aires de reproduction et de haltes migratoires pour les anatidés et les oiseaux de rivage; en jouant un rôle important dans l'assimilation de nombreux déchets et substances toxiques (GTNTH 1988). En outre, le cycle continu des éléments nutritifs entre un marais salé et l'estuaire adjacent contribue à réalimenter le marais en éléments nutritifs et favorise la croissance des mollusques et des crustacées dans l'estuaire, ainsi que les pêches hauturières (Teal et Teal 1969).

Contrairement aux marais d'eau douce, les marais salés sont strictement limités par l'azote (Valiela et al. 1975; Jefferies et Perkins 1977; Cargill et Jefferies 1984; Morris 1991). Les effets des éléments nutritifs ont été moins étudiés dans les milieux d'eau salée que dans les milieux d'eau douce, peut-être à cause de l'action des marées qui éliminent une fraction des éléments nutritifs de ces écosystèmes. Toutefois, l'augmentation des apports d'éléments nutritifs, en particulier d'azote, peut y avoir des effets graves. La dégradation des milieux humides bordant la baie de Fundy, sur la côte est, et l'estuaire du Fraser, sur la côte ouest, témoignent de la gravité de ces effets (voir les études de cas consacrée à ces milieux humides).

Les marais salés bordant la baie de Fundy, en Nouvelle-Écosse

Le littoral de la baie de Fundy (Nouvelle-Écosse) est ponctué de marais salés, dont certains s'étendent sur de grandes distances. La végétation de ces marais est dominée par le *Spartina alterniflora* et le *S. patens*, deux espèces dont la croissance se poursuit durant toute l'année et dont la productivité, de ce fait, est largement supérieure à celle des plantes terrestres adjacentes (Teal et Teal 1969). Les marais de la baie de Fundy sont à maints égards des écosystèmes uniques qui sont soumis à des processus physiques particuliers, parmi lesquels le mélange dû aux marées est le plus évident (GTNTH 1988; Brylinsky et al. 1996).

La contribution des marais salés à *S. alterniflora* aux pêches marines côtières a retenu l'attention de la plupart des chercheurs qui ont étudié ces écosystèmes (Odum 1980; Pomeroy et Wiegert 1981). Les marées à l'origine de la forte production de végétation dans ces marais éliminent également la moitié des éléments nutritifs avant qu'ils aient été assimilés par les plantes et les animaux (MacKinnon et Scott 1984; Keizer et Gordon 1985). En outre, le *S. alterniflora* agit à la façon d'une pompe en extrayant le phosphore des sédiments et en le libérant dans les eaux maritimes (Hatcher et Patriquin 1981). En conséquence, de grandes quantités d'éléments nutritifs et de matière organique sont libérées dans les estuaires adjacents, où elles stimulent la chaîne alimentaire des eaux côtières. De cette façon, les marais salés ont une action bénéfique sur les pêches côtières, y compris celles des coquillages (Teal et Teal 1969; Odum 1980).

La flore de certaines régions des plaines côtières de l'Atlantique est unique et ne se rencontre nulle part ailleurs dans le monde (Fernald 1942; Roland 1976). L'eutrophisation résultant du ruissellement d'eaux enrichies provenant de terres perturbées par diverses utilisations pourrait altérer la composition spécifique de la végétation côtière (Ehrenfeld 1983). Comme les plantes des plaines côtières résistent mal à la compétition, elles pourraient être supplantées, en cas d'enrichissement, par des espèces envahissantes du fait de leur croissance plus rapide et de leur plus grande taille (Wisheu et Keddy 1994). C'est la raison pour laquelle Wisheu et al. (1994) ont recommandé non seulement de protéger les habitats, mais aussi d'élaborer un plan de gestion du bassin hydrographique afin d'empêcher que l'enrichissement en éléments nutritifs n'entraîne la dégradation des habitats des plaines côtières.

Elizabeth Roberts
Environnement Canada

4.5. Eaux côtières

Dans les eaux côtières, la production primaire est en grande partie régie par la disponibilité des éléments nutritifs et de la lumière. La capacité d'absorber les éléments nutritifs dans la colonne d'eau, de même que la quantité de lumière disponible, détermine le changement de dominance entre les plantes vasculaires et les grandes macro-algues à croissance lente, d'une part, et les macro-algues et le phytoplancton à croissance rapide et, finalement, les espèces phytoplanctoniques mobiles, d'autre part (Duarte 1995). Lorsque la lumière est abondante et que les concentrations d'éléments nutritifs exercent une action limitante, les plantes vasculaires et grandes macro-algues à croissance lente supportent mieux la compétition parce qu'elles possèdent un mécanisme efficace de recyclage interne des éléments nutritifs et, dans le cas des plantes vasculaires, parce qu'elles ont accès aux réserves d'éléments nutritifs dans les sédiments (Duarte 1995). À mesure que l'eutrophisation se confirme et que les concentrations d'éléments nutritifs s'élèvent, l'abondance des macro-algues et du phytoplankton à croissance rapide augmente. Comme cette biomasse est concentrée près de la surface de l'eau, les plantes vasculaires sont progressivement privées de lumière et éprouvent de plus en plus de difficultés à fixer le carbone. À mesure que la fréquence des proliférations de phytoplancton augmente, la qualité du couplage entre la production d'oxygène et la respiration se désagrège (Duarte 1995). Par suite de l'intensification de l'activité microbienne occasionnée par la sédimentation de la matière organique, la demande d'oxygène finit par excéder la production

Les marais salés bordant la baie de Fundy, en Nouvelle-Écosse

Le littoral de la baie de Fundy (Nouvelle-Écosse) est ponctué de marais salés, dont certains s'étendent sur de grandes distances. La végétation de ces marais est dominée par le *Spartina alterniflora* et le *S. patens*, deux espèces dont la croissance se poursuit durant toute l'année et dont la productivité, de ce fait, est largement supérieure à celle des plantes terrestres adjacentes (Teal et Teal 1969). Les marais de la baie de Fundy sont à maints égards des écosystèmes uniques qui sont soumis à des processus physiques particuliers, parmi lesquels le mélange dû aux marées est le plus évident (GTNTH 1988; Brylinsky et al. 1996).

La contribution des marais salés à *S. alterniflora* aux pêches marines côtières a retenu l'attention de la plupart des chercheurs qui ont étudié ces écosystèmes (Odum 1980; Pomeroy et Wiegert 1981). Les marées à l'origine de la forte production de végétation dans ces marais éliminent également la moitié des éléments nutritifs avant qu'ils aient été assimilés par les plantes et les animaux (MacKinnon et Scott 1984; Keizer et Gordon 1985). En outre, le *S. alterniflora* agit à la façon d'une pompe en extrayant le phosphore des sédiments et en le libérant dans les eaux maritimes (Hatcher et Patriquin 1981). En conséquence, de grandes quantités d'éléments nutritifs et de matière organique sont libérées dans les estuaires adjacents, où elles stimulent la chaîne alimentaire des eaux côtières. De cette façon, les marais salés ont une action bénéfique sur les pêches côtières, y compris celles des coquillages (Teal et Teal 1969; Odum 1980).

La flore de certaines régions des plaines côtières de l'Atlantique est unique et ne se rencontre nulle part ailleurs dans le monde (Fernald 1942; Roland 1976). L'eutrophisation résultant du ruissellement d'eaux enrichies provenant de terres perturbées par diverses utilisations pourrait altérer la composition spécifique de la végétation côtière (Ehrenfeld 1983). Comme les plantes des plaines côtières résistent mal à la compétition, elles pourraient être supplantées, en cas d'enrichissement, par des espèces envahissantes du fait de leur croissance plus rapide et de leur plus grande taille (Wisheu et Keddy 1994). C'est la raison pour laquelle Wisheu et al. (1994) ont recommandé non seulement de protéger les habitats, mais aussi d'élaborer un plan de gestion du bassin hydrographique afin d'empêcher que l'enrichissement en éléments nutritifs n'entraîne la dégradation des habitats des plaines côtières.

Elizabeth Roberts
Environnement Canada

4.5. Eaux côtières

Dans les eaux côtières, la production primaire est en grande partie régie par la disponibilité des éléments nutritifs et de la lumière. La capacité d'absorber les éléments nutritifs dans la colonne d'eau, de même que la quantité de lumière disponible, détermine le changement de dominance entre les plantes vasculaires et les grandes macro-algues à croissance lente, d'une part, et les macro-algues et le phytoplancton à croissance rapide et, finalement, les espèces phytoplanctoniques mobiles, d'autre part (Duarte 1995). Lorsque la lumière est abondante et que les concentrations d'éléments nutritifs exercent une action limitante, les plantes vasculaires et grandes macro-algues à croissance lente supportent mieux la compétition parce qu'elles possèdent un mécanisme efficace de recyclage interne des éléments nutritifs et, dans le cas des plantes vasculaires, parce qu'elles ont accès aux réserves d'éléments nutritifs dans les sédiments (Duarte 1995). À mesure que l'eutrophisation se confirme et que les concentrations d'éléments nutritifs s'élèvent, l'abondance des macro-algues et du phytoplankton à croissance rapide augmente. Comme cette biomasse est concentrée près de la surface de l'eau, les plantes vasculaires sont progressivement privées de lumière et éprouvent de plus en plus de difficultés à fixer le carbone. À mesure que la fréquence des proliférations de phytoplancton augmente, la qualité du couplage entre la production d'oxygène et la respiration se désagrège (Duarte 1995). Par suite de l'intensification de l'activité microbienne occasionnée par la sédimentation de la matière organique, la demande d'oxygène finit par excéder la production

L'estuaire du Fraser, en Colombie-Britannnique: un exemple de conflit entre la protection des marais et le développement

Au Canada, les estuaires et les lagons occupent entre 10 et 20% du littoral de la côte du Pacifique (MacDonald 1977). Les marais côtiers sont confinés aux tronçons supérieurs des bras protégés et aux deltas des principaux cours d'eau. Le plus étendu de ces marais borde le delta du Fraser. Dans ce marais, la chimie des sédiments et de l'eau est déterminée dans une large mesure par le régime saisonnier de lessivage et de dépôt des sédiments provenant du Fraser (Hutchinson 1982; GTNTH 1988).

Les basses terres de la portion sud-ouest du Fraser, qui s'étendent approximativement depuis Sea Island à l'est jusqu'à la limite entre Surrey et Langley, couvrent la majeure partie du territoire situé au sud du bras nord du Fraser. Cette région compte parmi les zones agricoles les plus productives au Canada (Pilon et Kerr 1984). Un grand nombre des milieux humides qui se trouvaient dans la région ont été drainés pour favoriser l'agriculture, l'urbanisation et l'expansion industrielle (GTNTH 1988), et la majorité des milieux humides restants sont concentrés dans les quelque 25 213 ha qui forment l'estuaire du Fraser (Ward 1992). Les marais estuariens saumâtres, dont la végétation est caractérisée par une espèce de carex (*Carex lyngbyei*) et le scirpe d'Amérique (*Scirpus americanus*), se rencontrent sur le front du delta où l'eau salée et l'eau douce se mélangent. Environ 93% des marais de l'estuaire sont de ce type, les marais salés formant les 7% restants. La productivité des deux types de marais est élevée à cause de leurs apports élevés en éléments nutritifs (Bradfield et Porter 1982), en particulier d'azote (Valiela et Teal 1979).

L'ampleur, l'emplacement et la nature de l'empiétement urbain sur les milieux humides suscitent de vives préoccupations parmi la population des basses terres du Fraser (Pilon et Kerr 1984; Ward 1992). Au cours des dernières décennies, les activités telles que le dragage, le drainage et le remblayage ont gravement réduit la superficie des milieux humides (GTNTH 1988). Outre la destruction apparente, l'érection de digues et d'ouvrages de dérivation a eu des effets indirects sur les marais en modifiant la salinité, l'érosion et la redistribution des sédiments et l'apport d'éléments nutritifs (Kerr 1987). La construction de ponts-jetées et de jetées pour les terminaux, par exemple, a modifié les régimes de dispersion des sédiments dans certains marais et, de fait, accéléré les taux de sédimentation à l'échelle locale et réduit les afflux d'eau douce (Clague et Luternauer 1982). Bien qu'une bonne part des inquiétudes soient centrées sur la destruction manifeste des marais (Hutchinson 1982), le lessivage des contaminants à partir des terres urbaines et agricoles, le rejet d'eaux usées municipales et d'effluents industriels, le lixiviat de décharge et les dépôts de polluants atmosphériques continuent de dégrader ces milieux humides (Harrison 1985; Kerr 1987; GTNTH 1988; Stanley Associates Engineering Ltd. 1992; Ward 1992; IRC 1994a, b). Parmi les sources qui posent des problèmes du fait de leurs charges d'éléments nutritifs élevées, les eaux d'égout sont les plus nuisibles (Environnement Canada et BCELP 1992). Les réseaux municipaux qui rejettent leurs effluents dans le Fraser recueillent et traitent non seulement les eaux usées domestiques de plus de 80% des quelque 1,5 million de personnes vivant dans le bassin du Fraser, mais aussi les eaux usées des industries et des entreprises commerciales qui mènent à bien leurs activités dans la région (Dorcey et Griggs 1991; UMA 1993). Les eaux usées municipales rejetées dans le bassin contiennent non seulement des éléments nutritifs, mais aussi divers composés potentiellement toxiques dont des cyanures, du chlore, des surfactifs anioniques, des métaux lourds, des matières organiques, des phénols et des sulfures (Environnement Canada et BCELP 1992).

Réagissant notamment à l'augmentation des charges d'éléments nutritifs dans la région, la salicaire a récemment envahi les marais de l'estuaire du Fraser (Adams 1993; Grout et al. 1997) et menace de supplanter certaines espèces indigènes comme les carex. Un déplacement de la productivité des plantes indigènes vers la salicaire au sein de la communauté végétale de l'estuaire risque d'affecter non seulement la flore mais aussi toute la chaîne trophique du milieu humide en modifiant la chronologie de la production de détritus (Grout et al. 1997). Les fluctuations d'abondance dans le temps et de composition des apports de détritus dans l'estuaire du Fraser ont des répercussions importantes sur la communauté des consommateurs invertébrés (Sibert 1982). Comme la salicaire se décompose plus rapidement que les carex, les détritus issus de sa décomposition se forment presque entièrement en automne, et non pas progressivement pendant toute l'année comme dans le cas des carex (Grout et al. 1997).

L'estuaire du Fraser sert d'aire d'hivernage à la plus importante population d'oiseaux aquatiques au Canada (GTNTH 1988) et est l'une des haltes migratoires les plus importantes pour les oiseaux qui empruntent la voie migratoire du Pacifique (Cameron et Obee 1981; Leach 1982). On y observe également une des plus importantes montaisons de saumon au Canada (Dorcey et al. 1978; Hall et Yesaki 1987). Le sort des milieux humides de l'estuaire du Fraser dépend de l'importance relative qu'on accordera au développement, aux autres activités humaines et à la protection de la nature.

Elizabeth Roberts
Environnement Canada

Le rôle de l'aquaculture marine dans l'eutrophisation des eaux côtières

La charge d'azote produite par les exploitations aquacoles (excrétion par les poissons de déchets dissous et solides et décomposition de la nourriture excédentaire) peut stimuler l'eutrophisation des eaux côtières. Plusieurs exploitations maricoles ont été incriminées dans l'augmentation des charges d'azote et de phosphore au Canada. Une estimation de la contribution d'une salmoniculture, des pêches traditionnelles, d'usines de transformation du poisson, d'une fabrique de pâtes et d'une installation municipale de traitement des eaux usées à l'enrichissement en éléments nutritifs du bras Letang (une échancrure de la baie de Fundy) a révélé que la salmoniculture était la principale source anthropique d'éléments nutritifs, représentant à elle seule 56% de l'apport total d'azote et de phosphore dans le bassin (Strain et al. 1995). Cet ajout d'éléments nutritifs pose un risque d'eutrophisation et pourrait stimuler la prolifération d'algues microscopiques à proximité des cages (Wildish et al. 1990).

Une étude d'une salmoniculture dans la baie de Fundy a montré que les concentrations d'ammoniac s'élevaient à proximité des cages d'élevage, alors qu'elles étaient comparables aux concentrations ambiantes partout ailleurs dans le bras (Wildish et al. 1993). Étonnamment, aucune augmentation de l'abondance du phytoplancton dénotant une tendance à l'eutrophisation n'a été observée à proximité des cages. Ce résultat était effectivement surprenant puisque d'importantes communautés d'épiphytes comprenant notamment des macro-algues sessiles se forment généralement sur les enclos. Dans le cadre d'une évaluation du risque d'eutrophisation posé par les exploitations aquacoles établies le long de la côte de la Colombie-Britannique, Black et Forbes (1997) ont noté que la quantité totale de déchets dissous provenant de ces exploitations représentait moins de 0,3% de la charge d'azote du détroit de Géorgie. Au terme d'une étude du bras Sechelt (Colombie-Britannique) réalisée entre 1988 et 1990, Taylor et al. (1994) se sont dit incapables de démontrer que les salmonicultures avaient un impact sur les régimes d'éléments nutritifs ou les proliférations d'algues dans le bras. Ils ont en outre affirmé douter que les exploitations aquacoles distribuées le long de la côte de la Colombie-Britannique puissent, à leur niveau de production actuel, provoquer une eutrophisation importante à grande échelle.

Bien que la mariculture ne semble pas causer un enrichissement généralisé des eaux côtières, elle peut avoir des effets localisés dans le voisinage immédiat des cages (MPO 1997). Des quelque 70% des éléments nutritifs qui se dispersent habituellement dans l'environnement à partir des exploitations aquacoles, environ 32% de l'azote et 63% du phosphore sont perdus sous forme de particules qui aboutissent dans les sédiments (Holby et Hall 1991; Hall et al. 1992). Cet apport de matières particulaires organiques peut accroître la demande en oxygène dans les sédiments et, de ce fait, stimuler la libération des éléments nutritifs à partir des sédiments (Holby et Hall 1991; Hall et al. 1992; BCEAO 1997). Sur la côte est du Canada, Hargrave et al. (1993) ont montré que la demande en oxygène était quatre fois plus élevée sous les enclos aquacoles que dans des sites de référence. Un léger enrichissement dû à la sédimentation de la matière organique contribue à accroître directement sous les enclos l'abondance et la biomasse de la communauté benthique. Toutefois, si les enclos sont mal situés, certaines espèces sensibles à la pollution peuvent disparaître, et la communauté des invertébrés benthiques vivant sous les cages finit par être dominée par des organismes tolérant la pollution organique, comme le polychète *Capitella capitata* et les nématodes, intercalés parmi les sédiments anoxiques (BCEAO 1997; MPO 1997). Dans le cas des exploitations aquacoles de la Colombie-Britannique, les sédiments se trouvant à 20 à 30 m des enclos ne semblent pas affectés par le dépôt de déchets (Cross 1990). Il convient toutefois de noter que l'endroit où sont installés les enclos est important, un choix judicieux permettant de réduire les impacts sur les sédiments.

Martha Guy et Patricia Chambers
Environnement Canada

d'oxygène, au point de provoquer l'apparition de conditions anoxiques dans les couches d'eau profondes. L'anoxie des sédiments prive les plantes vasculaires de l'azote qui s'y trouve et accélère leur mort (Duarte 1995). Une fois les plantes vasculaires disparues, la turbidité augmente, les sédiments n'étant plus stabilisés. Ces nouvelles conditions favorisent les espèces phytoplanctoniques mobiles qui peuvent remonter jusqu'à la surface pour obtenir la lumière nécessaire à leur croissance (Duarte 1995). L'anoxie stimule également la libération des éléments nutritifs à partir des sédiments

Le rôle de l'aquaculture marine dans l'eutrophisation des eaux côtières

La charge d'azote produite par les exploitations aquacoles (excrétion par les poissons de déchets dissous et solides et décomposition de la nourriture excédentaire) peut stimuler l'eutrophisation des eaux côtières. Plusieurs exploitations maricoles ont été incriminées dans l'augmentation des charges d'azote et de phosphore au Canada. Une estimation de la contribution d'une salmoniculture, des pêches traditionnelles, d'usines de transformation du poisson, d'une fabrique de pâtes et d'une installation municipale de traitement des eaux usées à l'enrichissement en éléments nutritifs du bras Letang (une échancrure de la baie de Fundy) a révélé que la salmoniculture était la principale source anthropique d'éléments nutritifs, représentant à elle seule 56% de l'apport total d'azote et de phosphore dans le bassin (Strain et al. 1995). Cet ajout d'éléments nutritifs pose un risque d'eutrophisation et pourrait stimuler la prolifération d'algues microscopiques à proximité des cages (Wildish et al. 1990).

Une étude d'une salmoniculture dans la baie de Fundy a montré que les concentrations d'ammoniac s'élevaient à proximité des cages d'élevage, alors qu'elles étaient comparables aux concentrations ambiantes partout ailleurs dans le bras (Wildish et al. 1993). Étonnamment, aucune augmentation de l'abondance du phytoplancton dénotant une tendance à l'eutrophisation n'a été observée à proximité des cages. Ce résultat était effectivement surprenant puisque d'importantes communautés d'épiphytes comprenant notamment des macro-algues sessiles se forment généralement sur les enclos. Dans le cadre d'une évaluation du risque d'eutrophisation posé par les exploitations aquacoles établies le long de la côte de la Colombie-Britannique, Black et Forbes (1997) ont noté que la quantité totale de déchets dissous provenant de ces exploitations représentait moins de 0,3% de la charge d'azote du détroit de Géorgie. Au terme d'une étude du bras Sechelt (Colombie-Britannique) réalisée entre 1988 et 1990, Taylor et al. (1994) se sont dit incapables de démontrer que les salmonicultures avaient un impact sur les régimes d'éléments nutritifs ou les proliférations d'algues dans le bras. Ils ont en outre affirmé douter que les exploitations aquacoles distribuées le long de la côte de la Colombie-Britannique puissent, à leur niveau de production actuel, provoquer une eutrophisation importante à grande échelle.

Bien que la mariculture ne semble pas causer un enrichissement généralisé des eaux côtières, elle peut avoir des effets localisés dans le voisinage immédiat des cages (MPO 1997). Des quelque 70% des éléments nutritifs qui se dispersent habituellement dans l'environnement à partir des exploitations aquacoles, environ 32% de l'azote et 63% du phosphore sont perdus sous forme de particules qui aboutissent dans les sédiments (Holby et Hall 1991; Hall et al. 1992). Cet apport de matières particulaires organiques peut accroître la demande en oxygène dans les sédiments et, de ce fait, stimuler la libération des éléments nutritifs à partir des sédiments (Holby et Hall 1991; Hall et al. 1992; BCEAO 1997). Sur la côte est du Canada, Hargrave et al. (1993) ont montré que la demande en oxygène était quatre fois plus élevée sous les enclos aquacoles que dans des sites de référence. Un léger enrichissement dû à la sédimentation de la matière organique contribue à accroître directement sous les enclos l'abondance et la biomasse de la communauté benthique. Toutefois, si les enclos sont mal situés, certaines espèces sensibles à la pollution peuvent disparaître, et la communauté des invertébrés benthiques vivant sous les cages finit par être dominée par des organismes tolérant la pollution organique, comme le polychète *Capitella capitata* et les nématodes, intercalés parmi les sédiments anoxiques (BCEAO 1997; MPO 1997). Dans le cas des exploitations aquacoles de la Colombie-Britannique, les sédiments se trouvant à 20 à 30 m des enclos ne semblent pas affectés par le dépôt de déchets (Cross 1990). Il convient toutefois de noter que l'endroit où sont installés les enclos est important, un choix judicieux permettant de réduire les impacts sur les sédiments.

Martha Guy et Patricia Chambers
Environnement Canada

d'oxygène, au point de provoquer l'apparition de conditions anoxiques dans les couches d'eau profondes. L'anoxie des sédiments prive les plantes vasculaires de l'azote qui s'y trouve et accélère leur mort (Duarte 1995). Une fois les plantes vasculaires disparues, la turbidité augmente, les sédiments n'étant plus stabilisés. Ces nouvelles conditions favorisent les espèces phytoplanctoniques mobiles qui peuvent remonter jusqu'à la surface pour obtenir la lumière nécessaire à leur croissance (Duarte 1995). L'anoxie stimule également la libération des éléments nutritifs à partir des sédiments

(charge interne d'éléments nutritifs), situation qui favorise également le phytoplancton. Cette altération de la structure de la communauté végétale marine est une cascade auto-accélérée déterminée par les effets directs et indirects de l'augmentation de la charge interne des éléments nutritifs et de l'ombre pour les plantes benthiques à mesure que l'effet limitant se déplace des éléments nutritifs vers la lumière. Dans l'environnement marin, cette régulation ascendante de la structure de la communauté des producteurs primaires par les éléments nutritifs se produit à des concentrations d'éléments nutritifs plus faibles que dans les lacs (Dederen 1992).

La zone côtière est un écosystème physiquement dynamique exposé à des échanges constants d'eau avec la haute mer. La circulation de l'eau et les régimes de marée dans la zone littorale de même que les courants estuariens près de l'embouchure des rivières favorisent un bon mélange des eaux océaniques superficielles, pauvres en éléments nutritifs, avec les eaux côtières, riches en ces mêmes éléments (Persson 1991). Le degré de mélange est souvent régi par la salinité et la température, qui déterminent des gradients de densité limitant le mélange des différentes masses d'eau. En général, lorsqu'une masse d'eau douce moins dense pénètre dans la zone côtière, elle provoque un déplacement net vers la mer des eaux de surface, moins salées, et un mouvement en sens inverse des masses d'eau profondes, plus denses et plus salées (Harrison et al. 1994). Cet échange d'eau provoque la dilution des éléments nutritifs le long des côtes. La nature et le degré d'eutrophisation des eaux côtières dépendent dans une large mesure de l'ampleur de ces échanges. Outre les gradients de salinité et de température, divers obstacles physiques comme des seuils émergents peuvent restreindre ou entraver complètement l'échange d'eau dans les bassins profonds ou les fjords (Persson 1991). Selon la profondeur du seuil par rapport à la profondeur totale du bassin, la réoxygénation des eaux profondes de ces bassins peut se produire seulement de façon épisodique. Les études de cas consacrées au bassin de Géorgie et au port d'Halifax illustrent bien la complexité des interactions qui influent sur les concentrations d'éléments nutritifs dans les eaux côtières.

L'azote est généralement l'élément nutritif qui limite la production primaire dans les océans nordiques tempérés, alors que c'est le phosphore qui joue habituellement ce rôle en eau douce (Howarth 1988; Vollenweider 1992). Des données amassées dans l'hémisphère Nord révèlent que le surenrichissement des eaux côtières a créé une niche qui est occupée par un groupe hétérogène de dinoflagellés et de diatomées qui, à l'instar des algues bleues, leurs pendants écologiques dans les lacs eutrophes, peuvent produire des substances chimiques toxiques (Burkholder et al. 1992; Taylor et al. 1994; voir l'étude de cas sur l'intoxication par les mollusques à l'Î-P.-É., à la section 5.3). Les algues marines ont été incriminées dans au moins quatre flambées d'intoxication humaine chez des consommateurs de mollusques, ainsi que dans plusieurs incidents de mortalité massive de poissons, d'oiseaux et de mammifères marins (Paerl 1997). La disponibilité moindre du fer et du molybdène, deux oligoéléments jouant un rôle essentiel dans la fixation de l'azote par les algues bleues, semble expliquer pourquoi ces algues ne dominent pas la production primaire dans les océans (Paerl 1997). Dans la Baltique et la Méditerranée, la fréquence des proliférations de ces algues (qualifiées de nuisibles en raison de leur toxicité et du rôle qu'elles jouent dans l'induction de conditions hypoxiques et dans l'altération des chaînes alimentaires) a augmenté depuis les années 1950, tout comme le volume des émissions atmosphériques d'azote associées à l'expansion du développement urbain et industriel et de l'agriculture en Europe de l'Ouest et en Europe centrale (Paerl et Whitall 1999). Ces proliférations ont entraîné la fermeture d'exploitations conchycoles et, par conséquent, des pertes économiques considérables pour les communautés côtières (Paerl et Whitall 1999). Ces espèces d'algues sont toujours présentes en faibles concentrations, mais les facteurs provoquant leur

Le bassin de Géorgie, en Colombie-Britannique: l'interface entre la terre et l'océan

La région du bassin de Géorgie est un important système estuarien compris entre le sud de l'île de Vancouver et la portion continentale de la Colombie-Britannique et l'État de Washington (figure 4.8). S'étendant depuis l'extrémité nord du détroit de Géorgie jusqu'à l'extrémité sud du fjord de Puget, le bassin de Géorgie communique directement avec l'océan Pacifique par le détroit Juan de Fuca (West et al. 1994). En Amérique du Nord, c'est l'une des régions où la croissance de la population est la plus rapide. En 1996, environ 4,5 millions de personnes vivaient autour du bassin, réparties en communautés dominées par le grand Vancouver et Seattle, sur la terre ferme, et Victoria, sur l'île de Vancouver (BCSTATS 1998a; US Census Bureau 1998). On s'attend à ce que la population de la région augmente de 28% d'ici 2010, et l'on prévoit qu'une bonne part de cette croissance se produira dans des collectivités non regroupées ne possédant aucune ou pratiquement aucune forme structurée de gouvernement municipal ou régional (West et al. 1994; BCSTATS 1998b). Cette croissance démographique accroît le risque de lessivage d'éléments nutritifs dans les eaux côtières au voisinage de ces communautés.

Figure 4.8. Bassin de Géorgie (Colombie-Britannique). Le bassin de Géorgie inclut les détroits Juan de Fuca et de Géorgie et le fjord Puget. Adapté de West et al. (1994).

La circulation de l'eau dans le bassin de Géorgie est caractérisée par un mouvement net vers la mer dans la portion supérieure de la colonne d'eau et par un mouvement net vers les terres dans la portion inférieure (Thomson 1994). Les eaux profondes affluentes charrient 2 500 à 2 800 tonnes d'azote total par jour vers le détroit Juan de Fuca (Harrison et al. 1994; tableau 4.4). Selon les interactions entre les mouvements globaux de l'eau, les marées et les vents, environ 2 000 à 2 100 tonnes d'azote total sont entraînées quotidiennement par le mouvement des eaux de surface vers la mer, et 500 à 1 000 tonnes d'azote total par jour sont incorporées à la matière biologique ou aux sédiments. Sauf durant une brève période entre mai et septembre, les apports naturels d'éléments nutritifs excèdent les exigences des plantes (c.-à-d. conditions de saturation en éléments nutritifs) (Harrison et al. 1983). Cette période, coïncide avec la saison de croissance maximale des algues, et les baies isolées et les bras de mer sont particulièrement vulnérables aux effets éventuels d'un enrichissement anthropique en éléments nutritifs. La contribution des IMTEU, qui rejettent leurs effluents directement dans le bassin, et des charges du Fraser aux apports d'azote dans le bassin de Géorgie est estimée à 115 à 130 tonnes d'azote total par jour (Harrison et al. 1994; tableau 4.4). Bien que les concentrations de phosphore soient très faibles en été, le phosphore est rapidement régénéré et ne constitue donc pas un facteur limitant (Harrison et al. 1983). Les apports terrestres dans le bassin de Géorgie sont faibles en comparaison des apports recyclés naturellement par la circulation générale de l'eau à l'échelle de l'estuaire. Les sources anthropiques d'éléments nutritifs ne semblent pas une cause d'eutrophisation à l'échelle de tout l'estuaire.

Bien que les apports naturels d'azote dans le bassin de Géorgie soient largement supérieurs aux apports anthropiques, une eutrophisation associée à des activités aquacoles a été observée dans de petites baies isolées et de petits bras de mer où l'eau se mélange peu. Ainsi, de faibles hausses de l'abondance du phytoplancton et des épisodes sporadiques d'épuisement de l'oxygène ont été observés dans les eaux profondes de la baie Howe, dans le détroit de Géorgie. Le phénomène a été attribué à l'enrichissement en éléments nutritifs provoqué par le rejet d'effluents de fabriques de pâtes et papiers et de résidus miniers (Harrison et al. 1994). Par ailleurs, on ignore pour l'instant si la forte abondance du phytoplancton à l'extrémité sud du bras Sechelt est due à la faible profondeur des eaux qui favorise un mélange accru ou

+3

Le bassin de Géorgie conclus

Tableau 4.4. Estimations des apports d'azote dans le bassin de Géorgie. Adapté de Harrison et al. 1994.

Source	Apport d'azote total estimé (tonnes d'azote/j)	
	Valeur la plus probable	Valeur maximale
Apports		
Eaux d'égout		
Grand Victoria , C.-B.	3,3-3,5	5-6
Grand Vancouver, C.-B.	20-22	
Seattle, Washington	15-16	
Apports totaux – eaux d'égout (Victoria, Vancouver, Seattle et autres municipalités)	65-70	100
Fraser (à l'exclusion des eaux d'égout)	50-60	
Total: eaux d'égout + Fraser river	115-130	150-160
Aquiculture	6	
Afflux d'eaux océaniques profondes	2 500-2 800	
Exportation		
Exportation vers l'océan par les eaux de surface	2 000-2 100	

sielle reflète une faible eutrophisation causée par les exploitations salmonicoles établies dans le secteur (Harrison et al. 1994).

Au cours des dernières années, des voix se sont élevées pour protester contre le rejet d'eaux d'égout ayant fait l'objet seulement d'un traitement primaire (filtration des effluents à travers des mailles de 6 mm) par la ville de Victoria et, dans une moindre mesure, par Vancouver. En 1993, les émissaires d'évacuation de la ville de Victoria situés à la pointe Clover et à la pointe Macaulay (respectivement 1 154 m et 1 800 m des rives) rejetaient conjointement près de 98 000 m^3 d'eaux d'égout par jour, soit une charge de 3,3 à 3,5 tonnes d'azote total par jour (tableau 4.4; Taylor et al. 1995). L'apport naturel d'azote total associé à l'afflux d'eaux océaniques profondes dans le détroit Juan de Fuca, près de Victoria (2 500 à 2 800 tonnes d'azote par jour), est cependant au moins 400 fois plus élevé que cet apport anthropique (tableau 4.4; Harrison et al. 1994). En conséquence, les rejets des émissaires des pointes Clover et Macaulay ont peu d'effet sur les concentrations d'azote dans l'eau et sur l'abondance du phytoplancton et donc, en définitive, sur la qualité des eaux de surface (Taylor et al. 1995). Il semble toutefois que les effluents aient des effets indésirables sur les communautés d'invertébrés benthiques établies à proximité des émissaires, en particulier en raison des contaminants qu'ils renferment (EVS Consultants 1992; Taylor et al. 1995). De la même façon, on estimait en 1992 à quelque 21,5 tonnes d'azote par jour l'apport associé au rejet d'eaux usées par Vancouver (tableau 4.4; Harrison et al. 1994). Si l'on tient compte de la diffusion naturelle exercée par les eaux océaniques profondes à l'intérieur du bassin de Géorgie, l'apport naturel d'azote est environ 100 fois plus élevé que la charge véhiculée par les eaux d'égout de la ville de Vancouver (tableau 4.5; Harrison et al. 1994). La situation s'est améliorée au niveau du banc Sturgeon après le prolongement en 1988 de l'émissaire d'évacuation de la station de traitement des eaux usées de l'île Iona jusqu'à 4 km dans le détroit de Géorgie. Depuis, la dominance au sein de la communauté d'algues est passée des algues bleues et des algues vertes aux diatomées. La densité des invertébrés benthiques a également augmenté, tout comme les concentrations d'oxygène dans les couches d'eau sus-jacentes (Environnement Canada 1998a). En 1998, Vancouver a modernisé pour le traitement secondaire ses installations de traitement des eaux usées d'Annacis et de l'île Lulu afin de réduire le plus possible les effets de ses rejets dans le Fraser et la portion du bassin de Géorgie se trouvant à proximité de la ville.

À l'heure actuelle, l'eutrophisation ne semble pas constituer un problème généralisé à l'échelle du bassin de Géorgie. La situation devrait demeurer stable à moins que la charge anthropique d'éléments nutritifs augmente de manière substantielle et que la régulation des niveaux d'eau du Fraser réduise le débit du fleuve au point d'entraver la circulation de l'eau dans l'estuaire. Toute dégradation des conditions hydrodynamiques naturelles contribuant au renouvellement quotidien de l'eau dans le bassin pourrait conduire à l'eutrophisation du bassin, l'élimination des apports anthropiques d'éléments nutritifs étant alors entravée.

Martha Guy
Environnement Canada

prolifération demeurent nébuleux. On sait toutefois que les proliférations surviennent habituellement après des épisodes de précipitations, de ruissellement ou d'irradiation solaire intenses (Smayda 1997). Des expériences réalisées en laboratoire avec la diatomée *Nitzschia pungens* ont montré que la production d'acide domoïque, la toxine responsable de l'intoxication amnestique par ingestion de moules, est maximale lorsque les concentrations d'éléments nutritifs (autres que l'azote) sont limitées (Taylor et al. 1994). Selon une autre théorie invoquée plus récemment en guise d'explication, ces proliférations seraient déclenchées par des changements dans les rapports silice:phosphore et silice:azote consécutifs à une augmentation du ruissellement d'eau douce en provenance des terres (Paerl 1997).

La modification de la composition taxinomique de la communauté végétale a également des répercussions sur la communauté de brouteurs. Les plantes vasculaires marines à croissance lente se décomposent lentement, et les pertes infligées par les brouteurs sont modérées. En comparaison, le transfert de la production du phytoplancton aux organismes hétérotrophes s'effectue beaucoup plus rapidement, sous l'influence soit d'une intensification du broutage, soit de la décomposition (Duarte 1995). La disparition des plantes vasculaires marines dans les zones côtières prive également d'habitat de nombreuses espèces de poissons et d'organismes benthiques qui sont d'importants brouteurs de phytoplancton. En outre, la présence de conditions anoxiques et hypoxiques devient plus fréquente dans un grand nombre d'estuaires et de mers côtières. La présence en eaux profondes de conditions anoxiques réduit la survie des œufs des poissons et réduit la superficie de l'habitat convenant à la reproduction (Kerr et Ryder 1992). Cette perte d'habitat marque à son tour la transition d'une communauté dominée par de grandes espèces de poissons benthiques à une communauté composée essentiellement d'espèces pélagiques de plus petite taille (Kerr et Ryder 1992).

Au cours des 20 dernières années, l'eutrophisation des eaux côtières, du fait de ses origines et de son ampleur, s'est imposée de plus en plus comme un problème d'envergure planétaire (Howarth 1988; Vollenweider 1992; NRC 1993a; Programme des Nations Unies pour l'environnement 1995; Paerl 1997). Les activités humaines ont provoqué une intensification marquée de l'enrichissement en azote des eaux côtières. L'apport d'azote provenant du Saint-Laurent a fait augmenter de 25% les charges d'azote dans les eaux côtières (Howarth et al. 1996). À l'échelle planétaire, on estime à environ 40% la contribution des retombées atmosphériques à l'apport annuel total de nouvel azote dans les eaux côtières. Par comparaison, la contribution des rejets riverains est estimée à 30%, celle de l'eau souterraine, à 10%, et celle de la fixation biologique de l'azote, à 20% (Paerl et Whitall 1999). À l'échelle de l'ensemble du littoral de l'Atlantique Nord, les sources diffuses d'azote sont environ neuf fois plus importantes que les apports provenant des installations de traitement des eaux usées (Howarth et al. 1996). Les charges de phosphore ont également augmenté dans les eaux côtières, et si les sources diffuses sont une source importante de phosphore, les sources ponctuelles peuvent être élevées dans de nombreux environnements (Caraco 1995; Carpenter et al. 1998). À une échelle plus restreinte, le rôle de l'expansion de l'industrie aquacole dans l'accélération du processus d'eutrophisation constitue une source de préoccupation. Selon les données disponibles, il semble que des effets puissent se manifester localement immédiatement sous les cages d'élevage (voir l'étude de cas consacrée à l'aquaculture marine).

Le port d'Halifax, en Nouvelle-Écosse: 200 ans de pollution

Le port d'Halifax, long et étroit estuaire au pourtour irrégulier, est bordé de part et d'autre par la municipalité régionale d'Halifax, entité qui regroupe les anciennes villes d'Halifax et de Dartmouth, ainsi que la ville de Bedford et la municiplaité de comté d'Halifax (figure 4.9). En 1996, environ 343 000 personnes vivaient dans la région (Halifax Regional Municipality 1998).

Figure 4.9. Port d'Halifax et emplacement des principaux émissaires d'évacuation des eaux d'égout et des trop-pleins (adapté de FP-EARP 1993).

Les mouvements de l'eau dans le port d'Halifax sont typiques de ceux qu'on observe dans les systèmes estuariens où l'eau douce se mélange avec la couche superficielle d'eau salée pour déterminer un régime de circulation à deux niveaux (FP-EARP 1993). Dans le cas qui nous intéresse, l'eau douce provient principalement de la rivière Sackville. La couche d'eau superficielle (environ 10 m d'épaisseur), moins salée, se déplace vers la plate-forme Scotian à une vitesse pouvant atteindre 2.6 cm/s (Petrie et Yeats 1990). Dans l'avant-port, la couche d'eau profonde, plus salée, s'écoule en direction du bassin de Bedford à la vitesse de 1 à 3 cm/s (Petrie et Yeats 1990). Les courants horizontaux les plus forts sont enregistrés dans le passage et le secteur de l'île McNabs, tandis que le mélange vertical le plus intense entre les deux couches s'observe dans le passage et la portion métropolitaine du port (Petrie et Yeats 1990). Dans le port, de nombreux facteurs influent sur le degré de mélange des deux couches d'eau, en particulier les marées, les vents, les changements de pression atmosphérique et les variations du volume des apports d'eau douce et de la vitesse à laquelle s'effectue le mélange vertical (FP-EARP 1993). Un seuil dans le passage empêche l'échange d'eau dans la partie profonde (70 m) du bassin de Bedford. Les concentrations d'éléments nutritifs sont en conséquence plus élevées dans ce secteur, et les eaux profondes du bassin peuvent devenir anoxiques au cours des années marquées par une forte stratification estivale (FP-EARP 1993).

Les premiers colons européens se sont établis il y a environ 250 ans dans la région qui entoure aujourd'hui le port d'Halifax. Depuis, la population et les industries de la région rejettent leurs eaux usées et effluents directement dans le port, sans aucun traitement préalable. Ces rejets massifs ont entraîné une accumulation de matière organique et de métaux dans les sédiments. À l'heure actuelle, les rejets d'eau d'égout se poursuivent à raison de 2.1 m^3/s via 20 à 30 émissaires d'évacuation dispersés autour du port, produisant une charge quotidienne de 0,17 tonne de NO_3-N et de 1,6 tonne de phosphore total (tableau 4.5). En comparaison des charges observées dans la rivière Sackville, la charge de NO_3-N dans le port est légèrement plus élevée, mais la charge de phosphore est largement supérieure. Dans le cas du NO_3-N, l'apport conjoint de ces deux sources (rejet d'eaux d'égout et rivière Sackville) est inférieur à la contribution des eaux océaniques profondes. En revanche, dans le cas du phosphore, la charge des eaux d'égout de la ville d'Halifax est comparable à l'apport océanique (tableau 4.5). Selon Petrie et Yeats (1990), les eaux d'égout contribuent peu au bilan NO_3-N, mais elles ont un impact significatif sur le bilan de phosphore.

Le port d'Halifax conclus

Tableau 4.5. Apports estimés d'azote et de phosphore dans le port d'Halifax. Les variations des afflux d'eaux océaniques reflètent les différences de concentrations d'éléments nutritifs durant les périodes de débit fort et faible. L'exportation dans les eaux de surface a été calculée pour les périodes de faible débit seulement.

Source	Apport estimé de nitrate (tonne N/j)	Apport estimé de phosphore total (tonne P/j)
Apports		
Eaux d'égout [1]	0,17	1,6
Apports totaux de la rivière [2]	0,04	0,001
Apport océanique [1]	0,53 - 10	0,56 – 2,2
Exportation		
Exportation dans les eaux de surface	0,78	0,81

1 Données de Petrie et Yeats (1990).
2 Données inédites de J. Dalziel, Institut océanographique de Bedford.

Le port d'Halifax n'est pas un écosystème vierge. Recevant depuis deux siècles les déchets de la population et des industries de la région, l'environnement est contaminé. La complexité du système y complique toutefois l'évaluation des effets de l'ajout d'éléments nutritifs (DFO/DEMR/DOE 1989). Les signes d'eutrophisation sont cependant manifestes: des incidents de mortalité massive de poissons résultant probablement de l'anoxie provoquée par la décomposition de la matière organique se produisent périodiquement à la fin de l'été dans le bassin de Bedford. Toutefois, le dernier incident de mortalité massive dans le port (août 1993) a été attribué à une prolifération de dinoflagellés, classe d'algues qui n'est habituellement pas partie de la succession phytoplanctonique dans les eaux portuaires. Le développement de cette prolifération estivale inusitée pourrait avoir été stimulé par l'enrichissement en éléments nutritifs qui a été enregistré au terme d'un épisode prolongé de temps calme survenu vers la fin d'une période de sécheresse (P. Strain, Pêches et Océans Canada, comm. pers.). Bien que ces incidents semblent témoigner de la présence de quantités excessives d'éléments nutritifs dans le bassin, ils peuvent également résulter de fluctuations naturelles des afflux d'éléments nutritifs associés aux marées. Toutefois, tout indique que le rejet de déchets dans le port est en partie responsable de l'ampleur, du déclenchement et de la nature des incidents de mortalité massive de poissons (P. Strain, Pêches et Océans Canada, comm. pers.).

À l'heure actuelle, la municipalité régionale d'Halifax s'apprête à interdire le rejet d'eaux usées non traitées dans le port d'Halifax. Un projet visant à construire un réseau de collecte des eaux usées et à le relier à une station de traitement primaire dont les effluents traités seraient ensuite rejetés par un diffuseur situé à l'ouest de l'île McNabs a été abandonné en raison de son coût prohibitif (FP-EARP 1993; P. Strain, Pêches et Océans Canada, comm. pers.). On craint cependant qu'une réduction des charges d'éléments nutritifs dans le port provoque une baisse des teneurs en matière organique des sédiments et élimine du même coup l'environnement fortement réducteur qui contribue présentement à prévenir la remobilisation des métaux lourds (DFO/DEMR/DOE 1989).

Martha Guy
Environnement Canada

4.6. Eau souterraine

La contamination par le nitrate de l'eau souterraine résulte habituellement de l'épandage de quantités excessives d'engrais ou de fumier sur les terres cultivées, du rejet de déchets domestiques à partir des fosses septiques et de la perte d'azote organique du sol occasionnée par l'enfouissement des résidus de végétation des vieux prés et des résidus des cultures légumières et autres. Toutefois, la sous-fertilisation des cultures peut également accroître les pertes d'azote par lessivage. Ces pertes peuvent

Le port d'Halifax conclus

Tableau 4.5. Apports estimés d'azote et de phosphore dans le port d'Halifax. Les variations des afflux d'eaux océaniques reflètent les différences de concentrations d'éléments nutritifs durant les périodes de débit fort et faible. L'exportation dans les eaux de surface a été calculée pour les périodes de faible débit seulement.

Source	Apport estimé de nitrate (tonne N/j)	Apport estimé de phosphore total (tonne P/j)
Apports		
Eaux d'égout [1]	0,17	1,6
Apports totaux de la rivière [2]	0,04	0,001
Apport océanique [1]	0,53 - 10	0,56 – 2,2
Exportation		
Exportation dans les eaux de surface	0,78	0,81

1 Données de Petrie et Yeats (1990).
2 Données inédites de J. Dalziel, Institut océanographique de Bedford.

Le port d'Halifax n'est pas un écosystème vierge. Recevant depuis deux siècles les déchets de la population et des industries de la région, l'environnement est contaminé. La complexité du système y complique toutefois l'évaluation des effets de l'ajout d'éléments nutritifs (DFO/DEMR/DOE 1989). Les signes d'eutrophisation sont cependant manifestes: des incidents de mortalité massive de poissons résultant probablement de l'anoxie provoquée par la décomposition de la matière organique se produisent périodiquement à la fin de l'été dans le bassin de Bedford. Toutefois, le dernier incident de mortalité massive dans le port (août 1993) a été attribué à une prolifération de dinoflagellés, classe d'algues qui n'est habituellement pas partie de la succession phytoplanctonique dans les eaux portuaires. Le développement de cette prolifération estivale inusitée pourrait avoir été stimulé par l'enrichissement en éléments nutritifs qui a été enregistré au terme d'un épisode prolongé de temps calme survenu vers la fin d'une période de sécheresse (P. Strain, Pêches et Océans Canada, comm. pers.). Bien que ces incidents semblent témoigner de la présence de quantités excessives d'éléments nutritifs dans le bassin, ils peuvent également résulter de fluctuations naturelles des afflux d'éléments nutritifs associés aux marées. Toutefois, tout indique que le rejet de déchets dans le port est en partie responsable de l'ampleur, du déclenchement et de la nature des incidents de mortalité massive de poissons (P. Strain, Pêches et Océans Canada, comm. pers.).

À l'heure actuelle, la municipalité régionale d'Halifax s'apprête à interdire le rejet d'eaux usées non traitées dans le port d'Halifax. Un projet visant à construire un réseau de collecte des eaux usées et à le relier à une station de traitement primaire dont les effluents traités seraient ensuite rejetés par un diffuseur situé à l'ouest de l'île McNabs a été abandonné en raison de son coût prohibitif (FP-EARP 1993; P. Strain, Pêches et Océans Canada, comm. pers.). On craint cependant qu'une réduction des charges d'éléments nutritifs dans le port provoque une baisse des teneurs en matière organique des sédiments et élimine du même coup l'environnement fortement réducteur qui contribue présentement à prévenir la remobilisation des métaux lourds (DFO/DEMR/DOE 1989).

Martha Guy
Environnement Canada

4.6. Eau souterraine

La contamination par le nitrate de l'eau souterraine résulte habituellement de l'épandage de quantités excessives d'engrais ou de fumier sur les terres cultivées, du rejet de déchets domestiques à partir des fosses septiques et de la perte d'azote organique du sol occasionnée par l'enfouissement des résidus de végétation des vieux prés et des résidus des cultures légumières et autres. Toutefois, la sous-fertilisation des cultures peut également accroître les pertes d'azote par lessivage. Ces pertes peuvent

être aussi importantes que celles engendrées par la surfertilisation des cultures, la réduction de la croissance de plantes laissant une quantité d'eau appréciable dans le sol. Cet excédent d'eau stimule l'activité microbienne et, de là, accroît le taux de minéralisation nette de l'azote (Campbell et al. 1993). Le nitrate est très mobile dans le sol (Bohn et al. 1985) et migre facilement dans l'eau souterraine s'il n'est pas assimilé par les plantes. Une fois que l'azote a atteint l'eau souterraine, sa réduction par les bactéries en oxyde nitreux ou en azote gazeux est le principal mécanisme qui intervient dans son élimination. Les bactéries dénitrifiantes abondent dans de nombreux environnements subsuperficiels (Korom 1992). Ces bactéries ont besoin de conditions anaérobies et de donneurs d'électrons appropriés (p. ex. carbone organique ou fer ou soufre réduit) pour exprimer leur potentiel dénitrifiant. Toutefois, comme la quantité de carbone organique naturel dans les sédiments subsuperficiels est souvent très faible (Mackay 1990), les nitrates peuvent persister dans l'eau souterraine, la source d'énergie nécessaire pour la dénitrification faisant défaut. En comparaison du nitrate, l'ammonium est adsorbé dans les matières argileuses et n'est pas lessivé facilement; il peut cependant être oxydé en nitrate par les bactéries et est facilement mobilisé dans les environnements aérobies. Les concentrations d'ammonium sont habituellement très faibles dans les sols. Le mouvement du phosphore dans l'eau souterraine est retardé par l'adsorption par le sol et la précipitation des minéraux dans la zone non saturée (Wilhelm et al. 1994a; Harman et al.1996).

La contamination des aquifères par les nitrates provenant des engrais azotés ou de l'épandage de fumier se produit surtout dans les régions humides ou irriguées où les aquifères sont peu profonds et recouverts d'une couche de sol sablonneux (Henry et Meneley 1993). Le risque de contamination dépend de l'ampleur de l'apport d'azote à la surface du sol et du degré de vulnérabilité de l'aquifère considéré au lessivage et à l'accumulation de nitrate. Dans les sols perméables recouvrant des aquifères sablonneux ou graveleux non confinés, le lessivage du nitrate se produit habituellement lorsque les concentrations d'eau excèdent la capacité de rétention d'eau des sols. Aravena et al. (1993) ont noté qu'une concentration moyenne de 160 mg de nitrate/L est typique des aquifères non confinés recouverts par des sols intensivement fertilisés dans le sud de l'Ontario. Toutefois, dans les sols argileux et les loams argileux qui se drainent lentement après une précipitation importante ou une application par irrigation, la dénitrification peut réduire une bonne partie du nitrate dans le sol et empêcher sa migration par lessivage vers l'eau souterraine. Ainsi, des épandages expérimentaux de fumier à des doses pouvant atteindre 120 tonnes/ha/an effectués à l'aide de pratiques d'aridoculture dans le centre de l'Alberta sur des sols loameux ou des loams argileux ont révélé que même si le nitrate s'était accumulé et infiltré dans le sol, sa présence dans l'eau souterraine demeurait indétectable dans l'eau souterraine à des profondeurs de 2,5 m même après plusieurs années de suivi (Chang et Entz 1996; Olson et al. 1997a). Selon Olson et al. (1997a), l'épandage soutenu de grandes quantités de fumier durant toute l'année peut causer une accumulation de nitrate dans le sol et favoriser l'infiltration par lessivage du surplus de nitrate dans les couches plus profondes du sol jusqu'à la nappe phréatique. Dans des cultures sous irrigation, Chang et Entz (1996) ont constaté à la suite d'épandages de fumier effectués à raison de 60 tonnes/ha/an que le nitrate s'infiltrait par lessivage jusqu'à l'eau souterraine. Aucun régime cultural ni aucune méthode de travail du sol (aucun travail du sol, par opposition à une méthode de travail classique) n'a semblé favoriser l'accumulation du surplus d'azote dans le sol ou son lessivage éventuel (Sommerfeldt et Chang 1985; Olson et al. 1997b). En Alberta, une autre étude portant cette fois sur les parcs d'engraissement a montré que même si les concentrations d'azote et de phosphore étaient plus élevées dans le sol, à proximité des parcs, les éléments nutritifs ne semblaient pas migrer en profondeur dans le sol, sauf sous un parc d'engraissement situé dans une légère dépression (Sommerfeldt et al. 1973). En

Les fosses septiques à usage domestique à Cambridge, en Ontario

Une étude approfondie du panache de contaminants s'échappant d'une fosse septique unifamiliale près de Cambridge (Ontario) a été entreprise en 1987 par des chercheurs de l'University of Waterloo. Un compte rendu de la contamination causée par les éléments nutritifs (nitrate et phosphate) a été présenté dans de nombreux articles (p. ex. Robertson et al. 1991; Robertson et Cherry 1992; Cherry et Rapaport 1994; Shutter et al. 1994; Wilhelm et al. 1994a; Robertson 1995). Le site d'étude se trouve dans une plaine sableuse où une couche de sable fin à grossier de 4 à 8 m d'épaisseur recouvre un till limoneux peu perméable. Les eaux usées domestiques sont rejetées dans une citerne et un champ d'épuration qui s'étend à une profondeur de 0,6 m près de la base de la zone de sols. La nappe phréatique se trouve à 2 à 2,5 m sous la surface du sol.

Les teneurs en azote de l'effluent à sa sortie de la fosse septique s'élèvent en moyenne à 32 mg d'ammonium/L et à 1,3 mg de nitrate/L (Wilhelm et al. 1994a). Ces valeurs sont considérées comme typiques des concentrations normalement observées dans les eaux usées. L'ammonium contenu dans l'effluent est complètement oxydé en nitrate dans la couche de sable non saturée et riche en oxygène comprise entre le champ d'épuration et la nappe phréatique sous-jacente. Comme les conditions favorisant l'élimination du nitrate par dénitrification (c.-à-d. environnement anaérobie, source de carbone) font défaut dans la zone saturée, le panache de nitrate persiste dans l'eau souterraine et est très mobile. En outre, la dilution et la dispersion du nitrate dans le panache sont inhibées par une concentration ambiante d'environ 28 mg d'azote/L dans l'eau souterraine. Cet azote provient des engrais appliqués sur les terres agricoles sus-jacentes. En comparaison de l'apport d'azote provenant des engrais agricoles appliqués autour de Cambridge, la contribution de cette fosse septique à l'augmentation de la charge de nitrate dans l'eau souterraine est relativement faible (Wilhelm et al. 1994a).

Dans 19 échantillons d'effluent prélevés entre 1984 et 1987, les concentrations de phosphate variaient entre 1,4 et 14,2 mg/L, pour une moyenne à 6,3 mg/L (Robertson 1995). Ces valeurs sont également considérées comme représentatives des concentrations normalement observées dans les eaux usées domestiques. Environ 25% du phosphate est atténué dans la zone non saturée. L'atténuation dans cette zone semble dépendre de la solubilité du minéral phosphaté, qui s'établit assez rapidement une fois que l'effluent l'atteint. Une étroite surveillance dans la zone saturée a révélé l'existence d'un panache de phosphate en pleine expansion. La migration du phosphate semble régie par des processus de sorption. Ces processus retarde la migration du phosphate, mais en réduisent très peu les concentrations. La migration du phosphate s'effectue à la vitesse d'environ 1 m/an (Robertson 1995).

La fosse septique à l'étude fonctionne conformément aux spécifications de conception. La vitesse moyenne d'écoulement de l'eau souterraine au voisinage du champ d'épuration a été estimée à 24 à 40 m par an. Un panache de plus de 130 m de longueur et d'environ 10 m de largeur s'étend à partir de la fosse septique. Le brusque gradient de concentration observé en périphérie du panache signifie que le mélange et, par conséquent, la dilution du panache par l'eau souterraine est faible. Les puits peu profonds à usage domestique qui se trouvent dans la trajectoire du panache risquent d'être contaminés, même ceux qui se trouvent à bonne distance en aval de la source (Shutter et al. 1994).

Gary Grove
Environnement Canada

Colombie-Britannique, d'autres chercheurs ont attribué l'absence d'augmentation de la concentration de nitrate dans le sol sous une fosse à fumier à la présence dans le sol de concentrations d'ammoniac libre toxiques pour les bactéries nitrifiantes (Zebarth et al. 1999). Les concentrations de phosphore extractible dans le sol étaient également plus élevées sous la fosse à fumier. Toutefois, ces chercheurs n'ont pas installé d'instruments afin de vérifier la présence d'un lessivage éventuel de l'ammonium et du phosphore jusqu'à la nappe d'eau souterraine sous-jacente.

En volume, les fosses septiques sont la principale source d'effluents contaminant l'eau souterraine en Amérique du Nord (Cherry et Rapaport 1994). Bien qu'il n'existe aucune base nationale de données

Les fosses septiques à usage domestique à Cambridge, en Ontario

Une étude approfondie du panache de contaminants s'échappant d'une fosse septique unifamiliale près de Cambridge (Ontario) a été entreprise en 1987 par des chercheurs de l'University of Waterloo. Un compte rendu de la contamination causée par les éléments nutritifs (nitrate et phosphate) a été présenté dans de nombreux articles (p. ex. Robertson et al. 1991; Robertson et Cherry 1992; Cherry et Rapaport 1994; Shutter et al. 1994; Wilhelm et al. 1994a; Robertson 1995). Le site d'étude se trouve dans une plaine sableuse où une couche de sable fin à grossier de 4 à 8 m d'épaisseur recouvre un till limoneux peu perméable. Les eaux usées domestiques sont rejetées dans une citerne et un champ d'épuration qui s'étend à une profondeur de 0,6 m près de la base de la zone de sols. La nappe phréatique se trouve à 2 à 2,5 m sous la surface du sol.

Les teneurs en azote de l'effluent à sa sortie de la fosse septique s'élèvent en moyenne à 32 mg d'ammonium/L et à 1,3 mg de nitrate/L (Wilhelm et al. 1994a). Ces valeurs sont considérées comme typiques des concentrations normalement observées dans les eaux usées. L'ammonium contenu dans l'effluent est complètement oxydé en nitrate dans la couche de sable non saturée et riche en oxygène comprise entre le champ d'épuration et la nappe phréatique sous-jacente. Comme les conditions favorisant l'élimination du nitrate par dénitrification (c.-à-d. environnement anaérobie, source de carbone) font défaut dans la zone saturée, le panache de nitrate persiste dans l'eau souterraine et est très mobile. En outre, la dilution et la dispersion du nitrate dans le panache sont inhibées par une concentration ambiante d'environ 28 mg d'azote/L dans l'eau souterraine. Cet azote provient des engrais appliqués sur les terres agricoles sus-jacentes. En comparaison de l'apport d'azote provenant des engrais agricoles appliqués autour de Cambridge, la contribution de cette fosse septique à l'augmentation de la charge de nitrate dans l'eau souterraine est relativement faible (Wilhelm et al. 1994a).

Dans 19 échantillons d'effluent prélevés entre 1984 et 1987, les concentrations de phosphate variaient entre 1,4 et 14,2 mg/L, pour une moyenne à 6,3 mg/L (Robertson 1995). Ces valeurs sont également considérées comme représentatives des concentrations normalement observées dans les eaux usées domestiques. Environ 25% du phosphate est atténué dans la zone non saturée. L'atténuation dans cette zone semble dépendre de la solubilité du minéral phosphaté, qui s'établit assez rapidement une fois que l'effluent l'atteint. Une étroite surveillance dans la zone saturée a révélé l'existence d'un panache de phosphate en pleine expansion. La migration du phosphate semble régie par des processus de sorption. Ces processus retarde la migration du phosphate, mais en réduisent très peu les concentrations. La migration du phosphate s'effectue à la vitesse d'environ 1 m/an (Robertson 1995).

La fosse septique à l'étude fonctionne conformément aux spécifications de conception. La vitesse moyenne d'écoulement de l'eau souterraine au voisinage du champ d'épuration a été estimée à 24 à 40 m par an. Un panache de plus de 130 m de longueur et d'environ 10 m de largeur s'étend à partir de la fosse septique. Le brusque gradient de concentration observé en périphérie du panache signifie que le mélange et, par conséquent, la dilution du panache par l'eau souterraine est faible. Les puits peu profonds à usage domestique qui se trouvent dans la trajectoire du panache risquent d'être contaminés, même ceux qui se trouvent à bonne distance en aval de la source (Shutter et al. 1994).

Gary Grove
Environnement Canada

Colombie-Britannique, d'autres chercheurs ont attribué l'absence d'augmentation de la concentration de nitrate dans le sol sous une fosse à fumier à la présence dans le sol de concentrations d'ammoniac libre toxiques pour les bactéries nitrifiantes (Zebarth et al. 1999). Les concentrations de phosphore extractible dans le sol étaient également plus élevées sous la fosse à fumier. Toutefois, ces chercheurs n'ont pas installé d'instruments afin de vérifier la présence d'un lessivage éventuel de l'ammonium et du phosphore jusqu'à la nappe d'eau souterraine sous-jacente.

En volume, les fosses septiques sont la principale source d'effluents contaminant l'eau souterraine en Amérique du Nord (Cherry et Rapaport 1994). Bien qu'il n'existe aucune base nationale de données

sur les fosses septiques au Canada, on estime qu'environ 25% des Canadiens utilisent ce type de système. Dans certaines régions, leur densité a tellement augmenté que la contamination de l'eau souterraine par les fosses septiques est devenue un problème environnemental (Harman et al. 1996). Les concentrations de nitrate au niveau phréatique sous le champ d'épuration des fosses septiques oscillent généralement entre 20 et 70 mg de nitrate/L (Wilhelm et al. 1994b). Les fosses septiques réduisent les fortes concentrations de nitrate par dilution et dispersion. Dans les aquifères sablonneux ou graveleux et le substratum rocheux fracturé, la dispersion est faible, si bien que les concentrations de nitrate demeurent élevées sur des distances considérables (jusqu'à plusieurs centaines de mètres) à partir du champ d'épuration. L'étude de cas consacrée à une fosse septique à Cambridge (Ontario) fournit des renseignements sur la charge d'éléments nutritifs associée à une fosse septique à usage domestique.

Une proportion importante du nitrate susceptible de s'infiltrer jusqu'aux nappes d'eau souterraine provient de l'azote qui est libéré par la matière organique dans le sol. La matière organique dans le sol constitue la principale source d'azote dans les systèmes édaphiques. Un sol dont la teneur en matière organique s'élève à 5% contient environ 5 600 kg d'azote/ha jusqu'à une profondeur de 15 cm (Henry et Meneley 1993). Sauf dans les prairies soumises à un aménagement intensif (en particulier les prairies utilisées comme pâturages), l'azote circule très peu sous la rhizosphère des peuplements de graminées vivaces. Toutefois, lorsque ces prairies à graminées sont labourées et remplacées par des cultures annuelles, le lessivage peut entraîner la perte de grandes quantités de nitrate. Dans les jachères dénudées, les pertes de nitrate sous la rhizosphère peuvent s'accélérer et s'accroître de manière significative, alourdissant d'autant les charges de nitrate dans les nappes d'eau souterraine (Henry et Meneley 1993). Le lessivage, en particulier de nitrate, peut également se produire en présence de pratiques d'aridoculture relativement peu intenses prévoyant la mise en jachère des terres. En général, dans les terres soumises à de telles pratiques, la migration de l'eau et du nitrate sous la rhizosphère survient au début du printemps, alors que l'évaporation est faible (Stewart 1970). Dans les prairies canadiennes, l'ampleur du déficit hydrique a conduit les exploitants agricoles à recourir couramment à la mise en jachère pour préserver les réserves d'eau dans le sol. Dans le sud de la Saskatchewan, d'importantes quantités de nitrate peuvent être lessivées du sol durant les années de jachère, en particulier si les précipitations sont abondantes. Par exemple, Campbell et al. (1984) ont estimé à au moins 123 kg/ha la quantité de nitrate lessivée jusqu'à plus de 240 cm de profondeur au cours d'une année où l'abondance normale à long terme des précipitations avait été dépassée de 23%.

Les interactions entre l'eau souterraine et l'eau de surface n'ont pas été étudiées de façon approfondie au Canada. En conséquence, on connaît imparfaitement les effets éventuels du rejet d'eau souterraine contaminée. Toutefois, le rejet d'eau souterraine riche en azote dans les eaux côtières et certaines eaux intérieures et d'eau souterraine riche en phosphore dans les eaux intérieures peut avoir des effets eutrophisants. Dans le cadre d'une étude du panache d'une fosse septique qui avait commencé à s'écouler dans un cours d'eau avoisinant, Robertson et al. (1991) ont noté une atténuation presque totale du nitrate dans les deux derniers mètres précédant le point de rejet du panache dans le cours d'eau. Le phénomène a été attribué à la dénitrification qui se produisait dans les sédiments des rives riches en matière organique du cours d'eau. Dans le parc national de la Pointe-Pelée, des chercheurs se sont employés à évaluer dans quelle mesure plusieurs panaches s'étendant à partir de fosses septiques dans une barre de sable pouvaient interagir avec les eaux du lac Érié et d'un grand marais côtier situé derrière la barre de sable (Crowe et al. 1998). Des

concentrations faibles mais mesurables d'ammonium et de phosphate ont été détectées dans l'eau souterraine à la périphérie du marais (Ptacek 1998; Ptacek et al. 1998). Toutefois, des études approfondies des niveaux d'eau et la composition isotopique stable de l'eau souterraine ont montré que les mouvements latéraux de l'eau souterraine sont limités dans certains sites et que des inversions faibles à prononcées du sens de l'écoulement de l'eau souterraine se produisent de façon saisonnière dans certains autres sites (Crowe et al. 1998, Huddart et al. 1999). En conséquence, la contribution des éléments nutritifs présents dans l'effluent de la fosse septique à l'eutrophisation du marais n'est ni parfaitement établie, ni nécessairement importante. En Alberta, on estime que le phosphore provenant des fosses septiques représente entre 4 et 6% du bilan de phosphore total de plusieurs lacs (Sosiak et Trew 1996; Mitchell 1999). Toutefois, dans un cas extrême, à savoir le lac Jackfish, près d'Edmonton, cet apport peut représenter jusqu'à 67% de la charge de phosphore total qui atteint le lac. Ce lac, situé dans un petit bassin hydrographique, est entouré de nombreux chalets et présente une faible charge interne.

4.7. Aperçu du problème posé par l'enrichissement dans les écozones canadiennes

Pour évaluer l'étendue du territoire touché par l'eutrophisation au Canada, des chercheurs ont compilé des données sur la qualité de l'eau des lacs, des tronçons de cours d'eau et des zones côtières. Un examen des rapports et articles consacrés au sujet et la consultation de responsables de la gestion de la qualité de l'eau ont révélé que divers facteurs comme la variation régionale de la qualité naturelle de l'eau, les types de sol, les conditions climatiques, l'utilisation des terres et les effets des activités humaines engendraient des perceptions fort différentes des effets de l'enrichissement en éléments nutritifs sur la qualité de l'eau. Par exemple, même les experts invités à fournir une définition de la notion d'eutrophie (appliquée aux lacs) dans le cadre d'un atelier de l'OCDE, en 1974, ont livré des points de vue fort différents sur la question, avec des concentrations de phosphore et d'azote variant respectivement de 38 à 189 mg/m^3 (moyenne = 84,4 mg/m^3) et de 861 à 4 081 mg/m^3 (moyenne = 1 875 mg/m^3; Janus et Vollenweider 1981). La plupart des provinces et des territoires ont des normes pour les concentrations de phosphore et d'algues qui leur permettent d'évaluer le degré d'eutrophisation de leurs eaux intérieures. Toutefois, aucune norme n'a encore été établie pour l'azote à l'échelle provinciale ou nationale en vue de restreindre la prolifération des plantes aquatiques dans les baies et estuaires côtiers. En conséquence, nous avons fondé notre évaluation de l'altération de la qualité de l'eau induite par l'enrichissement en éléments nutritifs sur la situation trophique décrite par le ou les chercheurs concernés.

Le territoire de la Colombie-Britannique recoupe en partie cinq écozones: Maritime du Pacifique, Cordillère montagnarde, Cordillère boréale, Taïga des plaines et Plaines boréales. Pour ce qui de la teneur en éléments nutritifs, la qualité des eaux de surface tant douces que salées y est dans l'ensemble excellente. Toutefois, le bassin du Fraser, qui couvre presque le quart de la province et qui chevauche l'extrémité ouest de la Cordillère montagnarde et l'extrémité est de l'écozone Maritime du Pacifique, présente des signes d'enrichissement en éléments nutritifs dans sa portion inférieure (figure 4.10). Dans ce secteur, les effets conjugués du lessivage des terres cultivées et du rejet d'effluents municipaux dans le Fraser et ses tributaires (p. ex. la rivière Sumas) engendrent des problèmes d'enrichissement. Il a été estimé que 90% des rejets d'effluents municipaux dans la province se produisent dans le bassin du bas Fraser (Gouvernement du Canada 1996). Les eaux côtières de la province semblent peu touchées par l'enrichissement à cause du taux élevé de renouvellement de l'eau par les eaux océaniques riches en éléments nutritifs (voir l'étude de cas

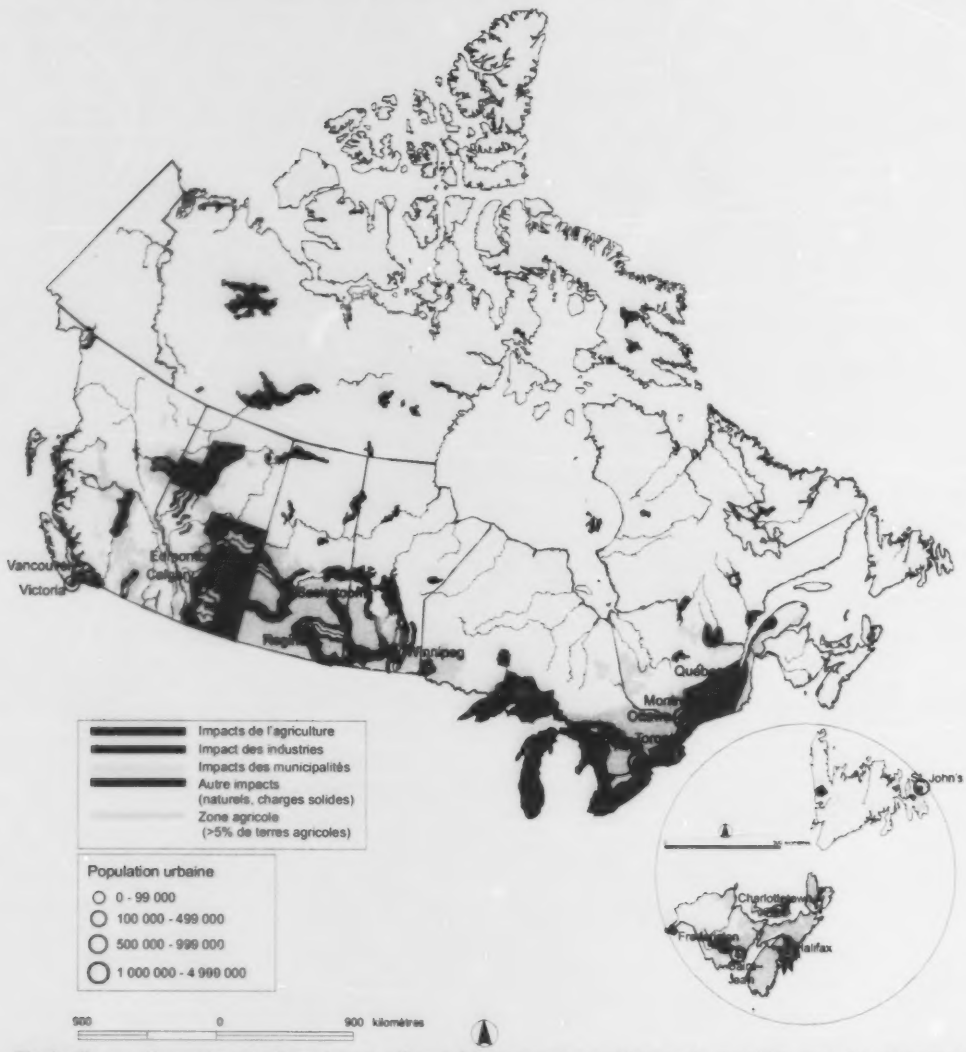


Figure 4.10. Endroits au Canada où des signes d'enrichissement en éléments nutritifs ont été observés en 1998. Les données reflètent à la fois l'importance de l'enrichissement et l'ampleur des mesures de surveillance mises en place pour détecter les signes d'enrichissement.

Sources des données:

C.-B.	Gouvernement du Canada 1996; BCELP 1999; Harrison et al. 1994; French et Chambers 1995.
Alb.	ECAEDA 1998; Environnement Canada 1998c.
Sask.	Environnement Canada 1998c.
Man.	Environnement Canada 1998c
Ont.	D. Boyd, min. de l'Environnement de l'Ontario, comm. pers. A. Gemza, min. de l'Environnement de l'Ontario, comm. pers.
Grands Lacs	Environnement Canada 1999c; Gouvernement du Canada 1996
Qc	Gouvernement du Canada 1996; Painchaud 1997
N.-B.	Jerry Choate, min. de l'Environnement du N.-B., comm. pers.
N.-É.	Darrell Taylor, min. de l'Environnement de la N.-É., comm. pers.; Strain 1998
Î.-P.-É.	Bruce Raymond, min. des Technologies et de l'Environnement de l'Î.-P.-É., comm. pers.
T.-N.	Gerry Collins, min. de l'Environnement et du Travail de T.-N., comm. pers.

consacrée au bassin de Géorgie). Seules les baies où l'eau se mélange peu présentent des signes d'eutrophisation comme une réduction des concentrations d'oxygène et une augmentation de la biomasse des algues.

Dans l'écozone des Prairies du sud de l'Alberta, de la Saskatchewan et du Manitoba, la plupart des grands cours d'eau prennent naissance dans les Rocheuses et s'écoulent vers l'est en direction de la baie d'Hudson. Dans leur progression vers l'est, ces cours d'eau sont l'objet de diverses utilisations critiques comme la production d'électricité, l'approvisionnement en eau et les activités de loisirs. Leur débit est régularisé. De façon générale, la qualité de l'eau des grands cours d'eau alimentés par les ruisseaux de montagne est bonne, sauf en aval des grandes villes et dans les régions où l'agriculture se pratique de façon intensive (p. ex., rivière Old Man, Alberta; figure 4.10) (Gouvernement du Canada 1996). En comparaison, les cours d'eau qui prennent naissance dans les Prairies (p. ex., rivière Souris) sont habituellement eutrophes en raison de l'importance des apports d'origine tant naturelle qu'agricole. Les lacs se trouvant dans l'écozone des Prairies sont habituellement de petite taille, peu profonds et, dans le cas des plus petits plans d'eau, éphémères. Les concentrations naturelles d'azote et de phosphore y sont généralement élevées, et les activités agricoles intensives qui se déroulent dans de nombreux bassins hydrographiques ont fait grimper davantage les concentrations d'éléments nutritifs. Récemment, un important programme d'évaluation de la qualité de l'eau et de recherche entrepris conjointement par les gouvernements de l'Alberta et du Canada a montré qu'en Alberta, les concentrations d'azote et de phosphore dépassent souvent les normes provinciales provisoires en matière de qualité de l'eau établies pour la protection de la vie aquatique dans les cours d'eau traversant des régions soumises à une exploitation agricole modérée à intense (ECAEDA 1998). Dans certaines régions soumises à une exploitation agricole intense, les concentrations de phosphore dans les petits lacs étaient également supérieures à la norme établie pour le phosphore.

Ensemble, les écozones du Bouclier boréal et des Plaines boréales couvrent près de 2,7 millions de kilomètres carrés de terre et d'eau douce et chevauchent des portions de sept provinces. Les cours d'eau et les lacs qui se trouvent dans ces écozones représentent 29% de la superficie du pays couverte par des plans d'eau douce (Gouvernement du Canada 1996). De façon générale, la qualité de l'eau y est très bonne. Les concentrations d'éléments nutritifs dans la portion est de la zone boréale (Bouclier boréal) sont naturellement très faibles parce que l'assise rocheuse dans la majeure partie de l'écozone est constituée de granit et fournit très peu d'éléments nutritifs aux sols et plans d'eau sus-jacents. Dans la portion ouest des Plaines boréales, les concentrations d'éléments nutritifs sont naturellement un peu plus élevées en raison de la présence de sols glaciaires épais sous les cours d'eau et les lacs (Cooke et Prepas 1998). Dans l'écozone boréale, l'altération de la qualité de l'eau par les éléments nutritifs est rarement un problème, mais lorsque c'est le cas, des agents de stress anthropiques bien particuliers sont en cause (figure 4.10). Ainsi, en Ontario, le développement rapide au cours des années 1980 de la zone de villégiature connue sous le nom de « Ontario's Cottage Country » (districts des lacs Haliburton et Muskoka) a provoqué une augmentation des concentrations de phosphore dans de nombreux lacs. L'augmentation du ruissellement causé par le déboisement et la construction est en bonne partie responsable de ce phénomène. Depuis que les activités de construction ont ralenti et que les lotissements pour chalets ont été paysagés, les valeurs de phosphore total sont revenues aux valeurs observées avant la période de développement intensif (Andy Gemza, ministère de l'Environnement de l'Ontario, comm. pers.). En 1997, seulement 20 des 318 lacs de villégiature de l'Ontario échantillonnés dans le cadre du Partenariat pour la protection des lacs ontariens montraient dans certaines baies ou certains bras des concentrations de phosphore total

supérieures à 21 µg/L, seuil utilisé dans ce programme pour désigner un plan d'eau eutrophe (MEO 1998). La majorité de ces lacs étaient situés dans le bassin hydrographique du lac Ontario. Dans le cadre d'autres recherches conduites sous les auspices de l'Étude des bassins hydrographiques du Nord, des zones d'enrichissement ont été observées en aval de points de rejet d'effluents municipaux ou industriels dans les rivières Athabasca et Wapiti, dans le nord de l'Alberta (Chambers 1996; Wrona et al. 1996; Chambers et al. 2000).

Le lessivage des terres cultivées et le rejet d'eaux usées municipales et industrielles ont modifié considérablement les apports d'azote et de phosphore dans les lacs et les cours d'eau de l'écozone des Plaines à forêts mixtes, dans le sud de l'Ontario et du Québec. Par exemple, dans le sud de l'Ontario, l'intensification de l'agriculture et le développement urbain dans les bassins des lacs Simcoe et Rice ont provoqué un enrichissement en éléments nutritifs des eaux de ces deux grands lacs (figure 4.10). Les effets du développement urbain et de l'intensification de l'agriculture sont particulièrement évidents dans le bassin du lac Érié, où se déroulent certaines des activités agricoles les plus intensives au Canada et où le développement urbain se poursuit à un rythme accéléré. Un grand nombre de cours d'eau dans le sud-ouest de l'Ontario (p. ex., les rivières Thames, Grand, Don et Humber) présentent des concentrations de phosphore total supérieures à la norme ontarienne de qualité de l'eau de 0,03 mg/L établie pour les cours d'eau et sont par conséquent considérés comme eutrophes (Basu et Pick 1996; D. Boyd, ministère de l'Environnement de l'Ontario, comm. pers.). Bien que les cours d'eaux soient encombrés à divers degrés par la végétation aquatique, les effets cumulés des apports diffus (lessivage des terres cultivées) et des apports ponctuels (effluents municipaux et industriels) sont manifestes le long du littoral des Grands Lacs (voir l'étude de cas consacrée au lac Érié).

Les cours d'eau et les lacs qui se trouvent dans les bassins agricoles des basses terres du Saint-Laurent montrent également les effets d'un enrichissement en éléments nutritifs. Des évaluations récentes de la qualité de l'eau réalisées dans le sud du Québec ont révélé que les concentrations de phosphore total excédaient la norme provinciale de 0,03 mg/L dans la plupart des cours d'eau sillonnant les basses terres et que l'agriculture y était une des principales sources de phosphore (Painchaud 1997). Dans une étude de la rivière Yamaska, 16% des échantillons présentaient des concentrations d'ammonium supérieures à la norme de 0,5 mg/L (voir l'étude de cas consacrée à la rivière Yamaska). Des analyses de séries chronologiques de données de qualité de l'eau amassées entre 1988 et 1998 dans divers cours d'eau du sud du Québec ont indiqué que les concentrations de phosphore total et de nitrate ont diminué durant cette période (Simard et Painchaud 2000). Ce redressement fait suite à la construction de plus de 500 installations de traitement des eaux usées au cours des années 1980 et 1990 et à la réduction des épandages d'engrais agricoles. Bien que la charge provenant de sources industrielles et municipales ait considérablement diminué au cours des années 1990, les apports agricoles demeurent élevés. L'accumulation à long terme de phosphore dans le sol des terres cultivées et l'essor actuel des entreprises d'exploitation agricole intensive comme les fermes porcines et les exploitations de culture du maïs continuent de menacer la qualité de l'eau dans la province. Les effets des sources urbaines sont encore évidents dans le Saint-Laurent, où l'on peut observer des augmentations des concentrations d'ammoniac en aval des points de rejet d'eaux usées traitées et brutes et d'effluents d'égouts pluviaux (Hudon et Sylvestre 1998).

Dans le cas des Grands Lacs, les préoccupations suscitées au cours des années 1960 par la dégradation de la qualité de l'eau dans les Grands Lacs inférieurs (lacs Érié et Ontario et certaines

portions des lacs Michigan et Huron) ont conduit à la signature en 1972 de l'Accord Canado-américain sur la qualité de l'eau dans les Grands Lacs. Cet accord visait à restaurer et à maintenir l'intégrité chimique, physique et biologique des eaux des écosystèmes du bassin des Grands Lacs (Gouvernement du Canada 1996). En 1985, le Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs de la Commission mixte internationale a cerné à l'échelle des Grands Lacs 42 secteurs préoccupants, dont 12 se trouvent en eaux canadiennes et cinq, dans des réseaux hydrographiques partagés avec les États-Unis (Environnement Canada 1999c; figure 4.10). Parmi les 12 secteurs préoccupants se trouvant en eaux canadiennes, huit présentent des problèmes d'altération de la qualité de l'eau causés par la présence de concentrations excessives d'éléments nutritifs ou la prolifération d'algues. Un de ces huit secteurs se trouve dans le lac Supérieur, deux dans le lac Huron, trois dans le Lac Ontario, et les deux autres, dans les rivières St. Clair et St. Mary. Tous les secteurs préoccupants, sauf deux, sont des régions où des quantités excessives d'éléments nutritifs sont entraînées vers les zones portuaires par des tributaires drainant des terres agricoles pour ensuite traverser des zones fortement urbanisées. Les éléments nutritifs se mélangent et s'accumulent dans les eaux relativement statiques du port. La révision en 1987 de l'accord canado-américain a officialisé l'établissement de plans d'assainissement (Environnement Canada 1999c). La restauration des utilisations bénéfiques dans les secteurs préoccupants est le principal objectif des plans d'assainissement et constitue une étape essentielle dans la restauration de l'intégrité de l'écosystème du bassin des Grands Lacs. Le programme des plans d'assainissement met l'accent sur l'adoption d'une approche écosystémique systématique et globale en vue du rétablissement et de la protection des utilisations bénéfiques et de la capacité du secteur à maintenir la vie aquatique. (Environnement Canada 1999c). Ce processus a permis de réduire les charges d'éléments nutritifs provenant des tributaires, quoique les concentrations de phosphore demeurent dans certains cas élevées à cause de l'ampleur des charges accumulées dans les sédiments des ports et/ou d'une réduction insuffisante des charges. Des progrès ont déjà été accomplis dans le cadre du programme des plans d'assainissement, et le port de Collingwood, autrefois désigné comme l'un des secteurs préoccupants touchés par l'enrichissement en éléments nutritifs, est aujourd'hui considéré comme restauré (Environnement Canada 1999c).

Les écozones de l'Atlantique incluent l'écozone terrestre Maritime de l'Atlantique et les écozones marines de l'Atlantique et du Nord-Ouest de l'Atlantique et englobent la Nouvelle-Écosse, le Nouveau-Brunswick et l'Île-du-Prince-Édouard. Cette région du Canada a été soumise à une altération intensive depuis l'arrivée des premiers colons européens il y a près de 400 ans. Aujourd'hui, bon nombre des grandes villes rejettent depuis plus de 250 ans leurs eaux usées non traitées dans les eaux côtières. Bien que cette pratique ait causé de nombreux problèmes environnementaux, la nature complexe des environnements côtiers, les taux élevés de renouvellement de l'eau et les apports d'eaux océaniques profondes riches en azote compliquent la quantification des effets des apports anthropiques d'éléments nutritifs. Une récente évaluation de données sur la qualité de l'eau recueillies dans 34 bras de mer a révélé que les ports peuvent être répartis le long d'un gradient de concentrations d'éléments nutritifs. Toutefois, ce gradient reflète probablement davantage les charges d'azote et de phosphore des eaux océaniques affluentes plutôt que les apports anthropiques (Strain 1998). Les eaux intérieures de toute la région ont été altérées par l'agriculture et le développement industriel et présentent divers degrés d'eutrophisation (p. ex. rivière Saint-Jean [N.-B.]; rivière Boughten [Î.-P.-É.]; ruisseau Black [N.-B.]; figure 4.10).

4.8. Conclusions

Les changements d'abondance et de dominance des espèces provoqués par les apports anthropiques d'éléments nutritifs constituent une grave menace pour l'intégrité des écosystèmes canadiens, particulièrement dans les régions faisant l'objet d'un développement rapide ou d'une exploitation agricole ou d'activités industrielles intensives.

Des études de fertilisation comportant une application unique d'azote ont confirmé que l'azote est le principal facteur limitant la croissance des arbres dans de nombreux écosystèmes forestiers canadiens. Au cours des dernières décennies, les retombées atmosphériques d'azote ont augmenté régulièrement dans certaines régions du Canada. Comme l'azote est un facteur limitant dans la plupart des forêts du pays, cette augmentation a vraisemblablement contribué à accroître la productivité de la végétation forestière (tableau 4.6). Il est cependant difficile d'établir si les gains de productivité induits par l'augmentation de retombées d'azote, le réchauffement climatique et l'augmentation des concentrations atmosphériques de CO_2 ont compensé les pertes de carbone engendrées par l'exploitation forestière, les feux de forêt et la mortalité causée par insectes. Les retombées atmosphériques de nitrate ont également provoqué un début de saturation en azote dans les forêts situées dans la région du lac Turkey, dans le centre de l'Ontario, et du lac Laflamme, dans le sud du Québec (Jeffries 1995).

Les lacs situés dans des bassins hydrographiques développés présentent souvent de fortes concentrations d'éléments nutritifs. En favorisant la prolifération du phytoplancton et, parfois, des algues filamenteuses, ces concentrations modifient l'abondance et la composition des communautés d'invertébrés et, finalement, des poissons (tableau 4.6). L'augmentation de la production de matière organique induite par l'enrichissement en éléments nutritifs stimule également la multiplication des bactéries qui peuvent, par leur activité métabolique, faire chuter les concentrations d'oxygène dans l'eau au point de compromettre la survie des poissons. Bien que ces effets se manifestent à l'échelle d'un lac, ils sont plus prononcés près de la source d'éléments nutritifs (p. ex. point de rejet d'eaux d'égout ou d'eaux usées municipales ou point de contact avec des sources d'eau affluentes). Des effets similaires ont été observés dans des cours d'eau drainant des terres densément peuplées ou soumises à une exploitation agricole intensive. Dans ce cas, le volume du cours d'eau détermine dans une large mesure le degré de dilution des polluants et, ce faisant, l'ampleur de l'enrichissement en éléments nutritifs. Dans les cours d'eau, les effets de l'ajout d'éléments nutritifs peuvent se conjuguer lorsque plusieurs sources d'éléments nutritifs atteignent le cours d'eau avant que les effets des apports plus en amont se soient atténués. Cette accumulation d'éléments nutritifs est particulièrement troublante dans les cours d'eau qui s'écoulent vers le Nord, car les secteurs les plus peuplés et industrialisés se trouvent habituellement près des eaux d'amont, et les polluants peuvent migrer sur de grandes distances à travers des territoires autrement peu touchés par les effets des activités humaines. Il convient toutefois de noter que les changements qui se produisent dans la chaîne trophique sous l'influence de l'enrichissement en éléments nutritifs ne sont pas toujours négatifs. Ainsi, en Colombie-Britannique, les aquaculteurs fertilisent volontairement certains lacs et cours d'eau pauvres en éléments nutritifs afin d'accroître les sources de nourriture et, de là, la taille des saumons juvéniles et reproducteurs.

Au Canada, les marais salés et les marais d'eau douce montrent également des signes d'enrichissement. Bien que la disparition des milieux humides résulte principalement de leur

Tableau 4.6. Sommaire des effets potentiels de l'enrichissement en éléments nutritifs.

Qualité et caractéristiques de l'eau et du sol	Effets potentiels de l'enrichissement		
	Plantes	**Animaux**	**Santé humaine et économie**
Forêts (section 4.1)			
• En cas de saturation en azote, altération des propriétés chimiques du sol (p. ex. perte de cations nutritifs, augmentation de l'acidité du sol et de la disponibilité de l'aluminium).	• Augmentation de la biomasse des arbres et des autres composantes de la végétation forestière. • Dépérissement des forêts en cas de détérioration de la qualité du sol.		
Lacs (section 4.2; études de cas consacrées au lacs Érié, Qu'Appelle et Heney)			
• Augmentation des concentrations d'éléments nutritifs. • Réduction de la transparence de l'eau. • Épuisement de l'oxygène.	• Prolifération du phytoplancton, des algues filamenteuses et/ou des plantes aquatiques. • Prolifération d'algues bleues potentiellement toxiques.	• En présence de concentrations d'éléments nutritifs moyennes: augmentation de la productivité des organismes benthiques et des poissons. • En présence de concentrations d'éléments nutritifs élevées: réduction de la biodiversité des organismes benthiques et des poissons et de la survie des œufs des poissons due à l'épuisement de l'oxygène.	• Dégradation du littoral et réduction des activités de loisirs causées par la prolifération d'algues et de plantes aquatiques nuisibles. • Perte ou altération des ressources halieutiques. • Augmentation du coût de filtration de l'eau potable, problèmes de goût et d'odeur et obstruction des conduites de prise d'eau. • Intoxication du bétail et de personnes par les toxines produites par des algues bleues.
Cours d'eau (sections 4.3 et 5.2; études de cas consacrées aux rivières du nord de l'Alberta et à la Yamaska)			
• Augmentation des concentrations d'éléments nutritifs • Réduction des concentrations d'oxygène.	• Prolifération des algues benthiques et des algues filamenteuses, algues planctoniques et/ou des plantes aquatiques.	• En présence de concentrations d'éléments nutritifs moyennes: hausse de la productivité des niveaux trophiques supérieurs (p. ex. insectes et poissons). • En présence de concentrations d'éléments nutritifs élevées: réduction de la productivité des organismes benthiques et des poissons et perte d'espèces.	• Réduction des activités de loisirs causées par la prolifération d'algues et de plantes aquatiques nuisibles. • Augmentation du coût de la filtration de l'eau potable, problèmes de goût et d'odeur et obstruction des conduites de prise d'eau.

Tableau 4.6. Sommaire des effets potentiels de l'enrichissement en éléments nutritifs, suite.

Qualité et caractéristiques de l'eau et du sol	Effets potentiels de l'enrichissement: Plantes	Animaux	Santé humaine et économie
Marais d'eau douce (sections 4.4 et 5.2; études de cas consacrées aux marais Delta et Cootes Paradise)			
• Augmentation des concentrations d'éléments nutritifs. • Modification du bilan hydrique causée par une augmentation de l'évapotranspiration par suite d'une réduction de la biodiversité végétale.	• Tourbières ombrotrophes: déclin et remplacement des *Sphagnum* par des mousses plus nitrophiles. • Fens: prolifération des grandes graminoïdes (graminées, carex) et disparition des espèces plus petites supportant mal la compétition pour la lumière. • Marais: augmentation de l'abondance du phytoplancton et de la végétation émergente.	• Tourbières ombrotrohes, fens,: changement de la biodiversité animale (oiseaux aquatiques et autres animaux) en cas de perte d'habitat ou de nourriture causée par une altération de la biodiversité végétale.	
Marais salés (section 4.4; études de cas consacrées à la baie de Fundy et à l'estuaire du Fraser)			
• Augmentation des concentrations d'éléments nutritifs. • Modification du bilan hydrique causée par une augmentation de l'évapotranspiration par suite d'une réduction de la biodiversité végétale.	• Prolifération du phytoplancton entravant la pénétration de la lumière jusqu'à la végétation poussant plus en profondeur. • Réduction de la biodiversité végétale.	• Stimulation des chaînes alimentaires côtières par les éléments nutritifs libérés des marais salés dans les estuaires adjacents. • Changement de la biodiversité animale (oiseaux aquatiques et autres animaux) en cas de perte d'habitat ou de nourriture causée par une altération de la biodiversité végétale.	
Eaux côtières (section 4.5; études de cas consacrées au bassin de Géorgie et au port d'Halifax)			
• Augmentation des concentrations d'éléments nutritifs. • Anoxie des eaux profondes causée par l'augmentation de la charge organique. • Augmentation de la turbidité par suite de la disparition des plantes marines stabilisant les sédiments.	• Augmentation de l'abondance du phytoplancton et des macro-algues. • Augmentation de l'abondance des algues toxigènes. • Diminution de l'abondance des plantes marines par suite de la réduction de la pénétration de la lumière et de l'anoxie des sédiments.	• Perte d'habitat pour les poissons et les organismes benthiques.	• Intoxications (quatre types différents) causées par des toxines algales chez les humains consommant des mollusques. • Incidences économiques importantes pour les communautés côtières causées par la fermeture de la pêche aux coquillages.

Tableau 4.6. Sommaire des effets potentiels de l'enrichissement en éléments nutritifs, conclus.

Qualité et caractéristiques de l'eau et du sol	Effets potentiels de l'enrichissement		
	Plantes	Animaux	Santé humaine et économie
Eau souterraine (section 4.6; étude de cas consacrées aux fosses septiques domestiques)			
• Augmentation des concentrations de nitrate et de phosphore dans certains aquifères.			• Contamination par le nitrate des aquifères utilisés comme sources d'eau potable.

conversion en terres agricoles ou du développement urbain, l'ajout d'éléments nutritifs peut altérer la composition des communautés végétales émergentes et, de ce fait, la qualité de l'eau qui est transférée dans les étangs, lacs et eaux côtières adjacents (tableau 4.6).

Le rejet d'eaux usées non traitées dans les eaux côtières du Pacifique et de l'Atlantique se poursuit depuis nombre d'années. Bien que cette pratique ait causé de nombreux problèmes environnementaux, la nature complexe des environnements côtiers, les taux élevés de renouvellement de l'eau et les apports d'eaux océaniques profondes riches en azote ont généralement contribué à réduire les effets des apports anthropiques d'éléments nutritifs. Toutefois, les effets de l'eutrophisation sont perceptibles le long des deux côtes dans les baies isolées et les zones portuaires.

Les concentrations d'éléments nutritifs, en particulier de nitrate, peuvent également être élevées dans les eaux souterraines (tableau 4.6). Les aquifères peu profonds (< 30 m sous la surface du sol) situés dans des sols poreux très sablonneux sont particulièrement vulnérables à la contamination par l'azote. En plus d'être une source de préoccupation pour les personnes qui obtiennent leur eau potable de ces aquifères, la contamination de l'eau souterraine par le nitrate peut contribuer à l'eutrophisation des eaux intérieures et côtières.

Au Canada, l'ajout d'éléments nutritifs et ses répercussions sur la biodiversité s'observent partout où l'agriculture, l'urbanisation ou l'industrialisation se poursuivent de manière intensive. En ce qui a trait à l'enrichissement en éléments nutritifs, les secteurs préoccupants sont les forêts, les lacs et les cours d'eau de la vallée du bas Fraser; les eaux de surface du sud des provinces des Prairies, les cours d'eaux se jetant dans les lacs Érié et Ontario et le Saint-Laurent, et les cours d'eau des provinces atlantiques qui drainent les bassins soumis à une activité agricole intensive ainsi que les estuaires et les eaux côtières dans lesquels ces cours d'eau se déversent.

5.0 Effets toxiques induits par l'ajout d'éléments nutritifs

Faits saillants

- Les formes toxiques de l'azote incluent l'ammoniac non ionisé (NH_3), l'ammonium (NH_4^+), le nitrate (NO_3^-), le nitrite (NO_2^-) et le dioxyde d'azote (NO_2). Sous les formes où il se rencontre dans l'environnement, le phosphore n'est pas toxique, même à de fortes concentrations.

- Les nitrates utilisés en agriculture ont été incriminés dans le déclin des grenouilles et des salamandres au Canada. À des concentrations dans l'eau supérieures à 60 mg NO_3/L, le nitrate a des effets létaux pour les larves de nombreux amphibiens.

- La fermeture en 1987 de la pêche aux moules à l'Île-du-Prince-Édouard a été imposée après l'apparition de fortes concentrations de nitrate et la détection dans les moules de concentrations toxiques pour les humains d'acide domoïque, une toxine produite par les algues.

- Environ 26% de la population canadienne, soit 8 millions d'habitants, dépendent de l'eau souterraine pour leur usage domestique. Entre 2 et 60% des puits sont contaminés par des concentrations nocives de nitrate. L'agriculture et les fosses septiques sont les principales sources anthropiques de contamination de l'eau souterraine au Canada.

- La méthémoglobinémie, ou « syndrome du bébé bleu », se produit lorsque le nitrite (NO_2^-) réduit le pouvoir oxyphorique de l'hémoglobine en réagissant avec le fer qu'elle contient.

- L'utilisation en agriculture d'engrais azotés, y compris de fumier, a entraîné une hausse des cas d'intoxication du bétail par les nitrates. Les nitrates s'accumulent dans les plantes fourragères durant la saison de croissance et peuvent être ingérés par le bétail lorsque celui-ci se nourrit de ces plantes. L'intoxication par les nitrates provoque une réduction de la production de lait, une perte de poids et une diminution de la résistance aux maladies.

L'azote et le phosphore sont des éléments essentiels pour tous les organismes. Bien que le phosphore ne semble pas toxique sous les formes et aux concentrations où il se rencontre en eaux libres, même à proximité des zones agricoles (Switzer-Howse et Coote 1984), le phosphore élémentaire (P_4) peut engendrer des effets toxiques chez les humains et les autres animaux (Hamilton et Hardy 1949; Idler et al. 1981). En dépit de sa toxicité bien établie, le phosphore élémentaire ne semble pas exister naturellement sous une forme volatile ou gazeuse, et il n'a aucune valeur nutritive. Comme le phosphore élémentaire réagit rapidement avec l'oxygène dissous dans l'eau pour former des phosphates inoffensifs, tout rejet accidentel serait éliminé rapidement par dilution (Jangaard 1972); en conséquence, les cas d'intoxication par le phosphore élémentaire sont extrêmement rares au Canada (p. ex. Jangaard 1972; Idler et al. 1981). En revanche, à fortes concentrations, certaines formes d'azote peuvent avoir des effets très graves chez les plantes et les animaux, y compris les humains. Le présent chapitre décrit les effets toxiques de l'azote pour les plantes et les animaux aquatiques et terrestres, y compris les humains, évalue dans quelle mesure l'azote est présent en concentrations toxiques au Canada et examine les effets de ces concentrations sur les organismes vivants. La rôle du phosphore et de l'azote à la developpement de la prolifération d'algues toxiques est aussi considerer. Outre les renseignements présentés dans ce chapitre, Environnement Canada entreprend une évaluation de la toxicité de l'ammoniac dans le cadre de l'examen des composés dont l'ajout à la liste

Deuxième liste des substances d'intérêt prioritaire de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement: Problèmes associés à la présence d'ammoniac dans l'environnement aquatique

En 1995, la Commission consultative d'experts auprès des ministres a indiqué que les problèmes posés par l'ammoniac dans l'environnement aquatique justifiait l'inclusion de ce composé dans la deuxième liste des substances d'intérêt prioritaire de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE). Les raisons invoquées par les membres de la Commission étaient les suivantes: Les sources anthropiques d'ammoniac au Canada incluent les effluents produits par les stations de traitement des eaux usées, les aciéries, les usines de fabrication d'engrais, l'industrie pétrolière et l'agriculture intensive. Les rejets provenant de ces sources peuvent donner lieu à des concentrations localement élevées. (Environnement Canada 1997b). En conséquence, Environnement Canada a entrepris une évaluation de l'ammoniac dans l'environnement aquatique afin d'apprécier l'ampleur du problème posé par ce composé au Canada.

L'évaluation effectuée en vertu de la LCPE précise les sources de rejets et les utilisations de l'ammoniac dans l'environnement canadien (Environnement Canada 1999b) et examine le devenir de l'ammoniac dans l'air, le sol, les eaux souterraines, les eaux de surface et les sédiments, ainsi que sa toxicité pour les plantes, les microorganismes, les invertébrés et les vertébrés aquatiques. Elle propose également une interprétation de la portée écologique des résultats.

Les résultats préliminaires de l'évaluation effectuée en vertu de la LCPE sont les suivants:

- les eaux usées municipales constituent la principale source quantifiable d'ammoniac dans les écosystèmes aquatiques;
- l'industrie des engrais est la principale source industrielle d'ammoniac dans l'environnement canadien, et la plupart des quantités rejetées sont libérées dans l'air;
- les activités agricoles, en particulier les exploitations d'élevage intensif du bétail, constituent une source importante d'ammoniac dans l'air et le sol; la quantification des rejets dans l'eau se révèle cependant difficile;
- des études additionnelles s'imposent pour quantifier avec précision les rejets d'ammoniac associés aux émissions des automobiles.

Les rejets d'ammoniac dans les plans d'eau douce peuvent être toxiques pour de nombreux organismes aquatiques. Des résultats préliminaires prenant en compte la réponse létale observée chez 37 animaux dulcicoles (des poissons, des insectes, des vers, des crustacés et un bivalve) indiquent que le seuil de toxicité aiguë critique pour les organismes dulcicoles s'établit à 0,29 mg/L d'ammoniac non ionisé. Le seuil de toxicité chronique pour les poissons dulcicoles est estimé à 0,041 mg/L d'ammoniac non ionisé, d'après la réduction de 5% de la croissance/reproduction observée chez sept espèces de poissons, une espèce d'amphibien et cinq espèces d'invertébrés aquatiques. En l'absence de données de toxicité récentes en milieu marin, on a retenu la valeur de toxicité aiguë moyenne pour le genre de 0,49 mg/L établie pour la plie rouge par l'EPA des États-Unis. Aucune valeur de toxicité chronique n'est disponible pour les espèces marines (Environnement Canada 1999b).

L'évaluation réalisée en vertu de la LCPE révèlait également que le gaz ammoniac dans l'air au Canada est généralement non toxique, à l'exception de quelques rejets industriels accidentels. Les retombées atmosphériques d'ammoniac dans les forêts, les fens et les marécages a provoqué l'eutrophisation d'habitats terrestres dans certaines régions industrialisées d'Europe, mais ce problème n'a pas encore été signalé au Canada. Toutefois, certaines régions du Canada, notamment la vallée du bas Fraser et le secteur situé tout juste au nord de Toronto (Ontario), seraient menacées (Environnement Canada 1999b).

Environnement Canada termine actuellement son évaluation des problèmes causés par l'ammoniac dans l'environnement, tandis que Santé Canada passe en revue les effets nocifs pour les humains de l'exposition à l'ammoniac dans l'air ambiant. Ces documents techniques serviront de fondement à la décision d'ajouter ou non l'ammoniac à la liste des substances toxiques de la LCPE. L'ajout éventuel de l'ammoniac à cette liste pourrait conduire à la mise en place d'une nouvelle politique de gestion applicable aux rejets d'ammoniac dans l'environnement aquatique.

Elizabeth Roberts
Environnement Canada

des substances d'intérêt prioritaire de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE) du gouvernement fédéral a été proposé (voir l'encadré sur la LSIP2 de la LCPE).

5.1 Les études de laboratoires sur l' effets toxiques de l'azote

Plantes aquatiques

L'azote joue un rôle essentiel dans la croissance des végétaux. Il entre dans la composition des protéines, de la chlorophylle et d'autres composés organiques. La plupart des plantes assimilent l'azote sous la forme d'ammonium et de nitrate. Pourtant, bien qu'il soit un élément nutritif important, l'ammoniac est toxique à trop fortes concentrations.

Pour apprécier la toxicité de l'ammoniac, il faut posséder une compréhension de base de ses formes chimiques. En solutions aqueuses, un équilibre chimique s'établit entre l'ammoniac non ionisé (NH_3) et l'ion ammonium (NH_4^+):

$$NH_3 + H_2O \rightleftharpoons NH_4^+ + OH^-$$

La concentration d'ammoniac total dans une solution correspond à la somme de l'ammoniac non ionisé (NH_3) et de l'ion ammonium (NH_4^+). La proportion d'ammoniac non ionisé dans une solution s'élève à mesure qu'augmentent la température et le pH de cette solution (c.-à-d. solutions alcalines). Les concentrations d'ammoniac toxiques pour les animaux aquatiques sont généralement exprimées en quantité d'ammoniac non ionisé, car c'est sous cette forme et non sous la forme d'ion ammonium que l'ammoniac est toxique (Mueller et Helsel 1996).

Les données sur la toxicité de l'ammoniac pour le phytoplancton (p. ex. Abelovich et Azov 1976; Bretthauer 1978) et les plantes vasculaires dulcicoles (Stanley 1974; Welch 1992) sont fragmentaires. Les données disponibles donnent toutefois à croire que les plantes dulcicoles tolèrent mieux le NH_3 que les invertébrés ou les poissons (NRC 1979; Environnement Canada 1997b) et que la toxicité est probablement associée à l'ammoniac non ionisé (NH_3) plutôt qu'à l'ion ammonium (NH_4^+) (OMS 1986). La plupart des quelques études existantes révèlent qu'à des concentrations supérieures à 2,4 mg de NH_3/L, l'ammoniac inhibe la photosynthèse et la croissance des algues (Abelovich et Azov 1976; OMS 1986). D'autres expériences ont montré qu'il réduit la longueur et le poids des racines et des pousses des plantes aquatiques enracinées (Stanle 1974; Litav et Lehrer 1978). Les propriétés herbicides de l'ammoniac contre les plantes aquatiques ont également été évaluées. Ainsi, utilisé dans le cadre d'une expérience à la dose de 25,6 mg de NH_3/L, l'ammoniac a permis d'éradiquer complètement deux espèces de plantes aquatiques enracinées (brasénie de Schreber, *Brasenia schreberi*, et lotus jaune d'Amérique, *Nelumbo* sp.) (Champ et al. 1973). Ces mêmes auteurs ont également noté une réduction de 95% de la densité du phytoplancton (dinoflagellés, diatomées, desmidiacées et cyanophycées) deux semaines après avoir traité un petit étang naturel à l'ammoniac à raison de 3.6 mg de NH_3/L.

Aucun essai de toxicité concluant n'a été effectué avec des végétaux marins. Le *Coccolithus huxleyi* s'est révélé la chrysophyte la plus sensible au sulfate d'ammonium sulfate (Pinter et Provasoli 1963). Le sulfate d'ammonium est également toxique pour certains dinoflagellés marins, mais seulement à des concentrations largement supérieures à celles observées dans l'eau de mer (Provasoli et McLaughlin 1963). L'effet lytique induit par une dose de 100 mg d'ammoniac non ionisé/L sous forme de sulfate d'ammonium a entraîné la disparition de l'algue euryhaline *Pyrmnesium parvum* (Shilo et Shilo 1953; 1955). À la concentration de 0,24 mg/L, le NH_3 a retardé la croissance de sept des dix

espèces de diatomées mises en culture pendant dix jours par Admiraal (1977). Dans le cadre d'une étude de la production d'acide domoïque (phycotoxine) par la diatomée marine *Nitzschia pungens* en présence d'ammonium, Bates et al. (1993) ont observé une augmentation de la production à la concentration de 7,92 mg de NH_4^+/L, mais une inhibition de la croissance des diatomées à la concentration de 15,84 mg de NH_4^+/L. L'augmentation de la production d'acide domoïque était également accompagnée d'un ralentissement de l'activité cellulaire et d'une inhibition de la photosynthèse. Selon ces auteurs, l'augmentation de la production d'acide domoïque serait une réaction à la toxicité de l'ammoniac.

En conclusion, les plantes aquatiques semblent tolérer relativement bien l'ammoniac comparativement aux poissons et aux invertébrés. Les nitrates sont relativement non toxiques et, de ce fait, leur toxicité pour les plantes aquatiques n'a pas été évaluée. Toutefois, étant donné l'intérêt croissant suscité par l'utilisation des macrophytes aquatiques pour le traitement des eaux usées (Pries 1994; Kadlec et Knight 1996), des études additionnelles s'imposent pour évaluer la sensibilité des plantes d'eau douce et d'eau salée à l'ammoniac (ainsi qu'aux nitrate et nitrite).

Animaux aquatiques

La documentation scientifique sur la toxicité de l'ammoniac pour les animaux aquatiques est considérable. Comme le cadre du présent rapport ne permet pas l'examen du volume important de documents consacrés à ce sujet, seuls quelques ouvrages jugés pertinents sont cités.

Dans la plupart des eaux de surface, l'ammoniac total est toxique pour les animaux aquatiques à des concentrations supérieures à environ 2 mg/L (Mueller et Helsel 1996). Ce seuil de toxicité varie toutefois selon l'espèce considérée et le stade de développement (tableau 5.1). Comme l'eau salée est typiquement plus alcaline que l'eau douce et que l'ammoniac total s'y trouve en plus grande proportion sous la forme non ionisée, les concentrations d'ammoniac total induisant des effets toxiques sont vraisemblablement plus élevées dans l'eau salée que dans l'eau douce (Environnement Canada 1997b). En ce qui a trait à la toxicité pour les poissons de la forme non ionisée (NH_3), les valeurs moyennes de CL_{50} varient entre 0,083 et 3,8 mg/L à 96 heures, 0,51 et 2,4 mg/L à 48 heures et 0,04 et 2,62 mg/L à 24 heures (tableau 5.1). La mortalité semble résulter d'une augmentation de la perméabilité du poisson à l'eau telle que l'apport hydrique finit par excéder la production soutenue maximale d'urine (NRC 1979; Environnement Canada 1984). Il a été montré qu'une exposition sublétale à l'ammoniac peut avoir des effets physiologiques et histopathologiques néfastes chez les poissons (NRC 1979). Notre connaissance des effets toxiques de l'ammoniac chez les invertébrés et les organismes benthiques est plus lacunaire. Les CL_{50} moyennes à 48 et 96 heures varient entre <1 et 23,46 mg de NH_3/L (Hickey et Vickers 1993; tableau 5.1).

Le nitrate est considérablement moins toxique pour les organismes aquatiques que l'ammoniac ou le nitrite et, par conséquent, ses effets ont été moins étudiés (Russo 1985; tableau 5.2). Chez les poissons adultes, les valeurs de CL_{50} varient entre 800 et 12 000 mg/L (Colt et Tchobanoglous 1976; Tomasso et Carmichael 1986). Toutefois, à des concentrations variant entre 1 et 10 mg/L, le nitrate a chez le saumon des effets létaux pour les œufs et, dans une moindre mesure, pour les alevins (Kincheloe et al. 1979). Ces mêmes auteurs ont également montré qu'une exposition à une concentration de 2,3 mg/L entraînait la mort de 31% des œufs de truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) et de 15% des alevins exposés. Il a également été démontré qu'une exposition des têtards de diverses espèces d'amphibiens à des doses aussi faibles que 60 mg/L avait des effets létaux (Hecnar

Tableau 5.1. Effets toxiques aigus de l'ammoniac non ionisé chez divers animaux aquatiques. Tous les résultats sont exprimés en CL_{50} (concentration de NH_3 entraînant la mort de 50% des organismes exposés.)

Organisme		Stade	Concentration (mg de NH_3/L)	Durée d'exposition	Référence
Vertébrés					
Acipenser brevirostrum	Esturgeon à museau court	Juv.<1 an	0,58	96 h	Fontenot et al. 1998
Catastomus commersoni	Meunier noir		1,53	96 h	Arthur et al. 1987
Chasmites brevirostris	Meunier à nez court	Larves	1,24	96 h	Saiki et al. 1999
		Juvéniles	0,48	96 h	Saiki et al. 1999
Deltistes luxatus	Meunier de la Lost River	Larves	0,51	96 h	Saiki et al . 1999
		Juvéniles	0,92	96 h	Saiki et al . 1999
Diplodus sargus	Sar commun	Larves	0,36	24 h	Brownell 1980
Etheostoma spectabile	Dard à gorge orangée		0,74-0,88	96 h	Hazel et al. 1979
Gaidropsarus capensis	Motelle du Cap	Larves	0,46	24 h	Brownell 1980
Gasterosteus aculeatus	Épinoche à trois épines		0,71-0,84	96 h	Hazel et al. 1971
Ictalurus punctatus	Barbue de rivière	Juv. <1 an,	2,36	24 h	Robinette 1976
		Juvéniles	1,6-3,1	96 h	Colt et Tchobanoglous 1976
			2,4-3,8	96 h	Colt et Tchobanoglous 1976
			0,27	24 h	Spehar et al. 1981
			0,86	96 h	Arthur et al. 1987
Lepomis cyanellus	Crapet vert	Juvéniles	0,5-1,73	96 h	McCormick et al. 1984
L. macrochirus	Crapet arlequin		1,17	24 h	Hazel et al. 1979
Lithognathus mormyrus	Marbré	Larves	0,38	24 h	Brownell 1980
Micropterus dolomieu	Achigan à petite bouche	Juvéniles	0,69-1,78	96 h	Broderius et al. 1985
M. treculi	Achigan de la Guadalupe	Juv.<1 an	0,56	96 h	Tomasso et Carmichael 1986
Morone saxatilis	Bar rayé		0,76-1,2	96 h	Hazel et al. 1971
			1,01	96 h	Oppenborn et Goudie 1993
Notropis lutrensis	Méné rouge		2,3-2,6	96 h	Hazel et al. 1979
			0,99	96 h	Rosage et al. 1979
Oncorhynchus gorbuscha	Saumon rose	Œufs et larves	0,083	96 h	Rice et Bailey 1980
O. kisutch	Saumon coho	Juv.<1 an	0,28-0,59	96 h	Robinson-Wilson et Seim 1975
		Juv.<1 an	0,51	48 h	Buckley 1978
		Juv.<1 an	0,45	96 h	Buckley 1978
O. tshawytscha	Saumon quinnat	Tacons	0,87-1,0	24 h	Harader et Allen 1983
O. mykiss	Truite arc-en-ciel	Alevins	0,072	24 h	Rice et Stokes 1975
			0,3-0,8	96 h	Thurston et al. 1981
			0,16-0,50	96 h	Thurston et al. 1981
			0,53	96 h	Arthur et al. 1987
O. nerka	Saumon rouge	Œufs	0,11	62 j	Spehar et al. 1981
O. shawytscha	Saumon quinnat	Tacons	0,36	96 h	Harader et Allen 1983
Pachymetopon blochi	Hottentot	Larves	0,42	24 h	Brownell 1980
Pimephales promelas	Tête-de-boule		0,75-3,4	96 h	Thurston et al. 1983
Poecilia reticulata	Guppy	Alevins	0,66-2,62	24 h	Rubin et Elmaraghy 1977
					Rubin et Elmaraghy 1977
		Alevins	1,06-1,38	48 h	Rubin et Elmaraghy 1977
		Alevins	1,00-1,26	96 h	

Tableau 5.1. Effets toxiques aigus de l'ammoniac non ionisé chez divers animaux aquatiques, conclus.

Organisme		Stade	Concentration (mg de NH_3/L)	Durée d'exposition	Référence
Salmo clarki	Truite fardée		0,5-0,8	96 h	Thurston et al. 1978
		Adultes	0,30-0,33	96 h	Thurston et al. 1981
S. salar	Saumon de l'Atlantique		0,04-0,23	24 h	Alabaster et al. 1979
		Jeune saumon de 2 ans	0,80-2,0	24 h	Alabaster et al. 1983
Sciaenops ocellatus	Tambour rouge	Larves néonates	0,39	96 h	Holt et Arnold 1983
Stizostedion vitreum	Doré		0,66	96 h	Arthur et al. 1987
Tilapia aurea	Tilapia		2,4	48 h	Redner et Stickney 1979
Invertébrés					
Asellus racovitzai	Isopode		5,02	96 h	Arthur et al. 1987
Callibaetis skokianus	Éphémère		3,90	96 h	Arthur et al. 1987
Cherax quadricarinatus	Écrevisse australienne	Juvéniles	2,02	24 h	Meade et Watts 1995
			1,63	48 h	Meade et Watts 1995
			0,98	98 h	Meade et Watts 1995
Crangonyx pseudogracilis	Amphipode		3,12	96 h	Arthur et al. 1987
Crassostrea virginica	Huître		8,36-23,46	96 h	Epifanio et Srna 1975
Helisoma trivolvis	Hélisome		2,37	96 h	Arthur et al. 1987
Macrobrachium rosenbergii	Crevette géante d'eau douce	Sujets âgés de 3-8 jours	0,66-3,58	24 h	Armstrong et al. 1978
			0,26-1,35	144 h	Armstrong et al. 1978
Mercenaria mercenaria	Palourde américaine		3.06-4.49	96 h	Epifanio et Srna 1975
Musculium transversum	Sphaerie longue		1,10	96 h	Arthur et al. 1987
Orconectes nais	Écrevisse		3,2	24 h	Hazel et al. 1979
O. immunis	Écrevisse		18,3	96 h	Arthur et al. 1987
Perna viridis	Moule verte		6,2	48 h	Reddy et Menon 1979
			11,6	96 h	Reddy et Menon 1979
Physa gyrina	Physe		1,95	96 h	Arthur et al. 1987
Philartcus quaeris	Phrygane		10,1	96 h	Arthur et al. 1987

1995; tableau 5.2). Toutefois, chez certaines espèces, l'exposition à des concentrations aussi faibles que 11 mg/L peut causer une altération du comportement et une réduction du taux de survie (Hecnar 1995). Des têtards exposés pendant 24 h à des concentrations de nitrate variant entre 11 et 44 mg NO_3/L ont présenté une réduction de l'alimentation et une perte de poids et d'équilibre, ont nagé moins vigoureusement, ont réagi moins rapidement au toucher et sont finalement devenus paralysés (Hecnar 1995). Les anomalies de développement suivantes ont également été décelées: renflements dans les régions céphalique et thoracique, difformités oculaires, perte totale de la pigmentation, œdème sous-cutané conférant un aspect globulaire au corps, malformations du tube digestif et de la queue (Hecnar 1995). Chez le triton ponctué (*Triturus vulgaris*), l'augmentation des concentrations de nitrate s'est traduite par une réduction proportionnelle de la taille à la métamorphose (Watt et Oldham 1995). La dynamique des populations de cette espèce de triton pourrait donc être menacée. Il convient de noter que les amphibiens semblent plus sensibles au nitrate que les poissons (tableau 5.2). Enfin, chez les invertébrés, des valeurs de CL_{50} relativement élevées ont été enregistrées chez des larves des phryganes *Cheumatopsyche pettiti* (504.4 mg/L) et *Hydropsyche occidentalis* (432,4 mg/L) dans le cadre d'épreuves de toxicité du nitrate (Camargo et Ward 1992).

Tableau 5.2. Effets toxiques aigus et chroniques du nitrate chez divers organismes aquatiques. Sauf indication contraire, tous les résultats sont exprimés en CL_{50} (concentration de NO_3^- entraînant la mort de 50% des organismes exposés)

Organisme		Stade	Concentration (mg de NO_3/L)	Durée d'exposition	Référence
Poissons					
Centropristis striata	Mérou noir		10 629	96 h	Pierce et al. 1993
Ictalarus punctatus	Barbue de rivière		6 200	96 h	Colt et Tchobanoglous 1976
Lepomis macrochirus	Crapet arlequin		1 860-8 860	96 h	Trama 1954
Micropterus treculi	Achigan de la Guadalupe	Juv.<1 an	1 261	96 h	Tomasso et Carmichael 1986
Monacanthus hispidus	Lime à grande tête		2 538	96 h	Pierce et al. 1993
Oncorhynchus mykiss	Truite arc-en-ciel	Juv.<1 an	6 000	96 h	Westin 1974
		Œufs	10	--	Kincheloe et al. 1979
		Œufs	5	--	Kincheloe et al. 1979
O. tshawytscha	Saumon quinnat	Alevins	5 800	96 h	Westin 1974
		Alevins	20	--	Kincheloe et al. 1979
Poecilia reticulata	Guppy		797-886	96 h	Rubin et Elmaraghy 1977
Pomacentrus leucostictus	Beau Grégoire		>1 3286	96 h	Pierce et al. 1993
Raja eglanteria	Raie nez blanc		>4 252	96 h	Pierce et al. 1993
Trachinotus carolinus	Pompaneau sole		4 429	96 h	Pierce et al. 1993
Amphibiens					
Bufo americanus	Crapaud d'Amérique	Têtards	60-175	96 h	Hecnar 1995
B. bufo	Crapaud commun	Têtards	1 704	96 h	Xu et Oldham 1997
			1 637	168 h	Xu et Oldham 1997
Litoria caerulea	Rainette	Têtards	100[1]	16 j	Baker et Waights 1994
		Têtards	40[2]	16 j	Baker et Waights 1994
Pseudacris t. triseriata	Rainette faux-grillon de l'Ouest	Têtards	76	96 h	Hecnar 1995
		Têtards	11[3]	24 h	Hecnar 1995
		Têtards	44[4]	100 j	Hecnar 1995
Rana pipiens	Grenouille léopard	Têtards	100	96 h	Hecnar 1995
		Têtards	44[4]	100 j	Hecnar 1995
R. clamitans	Grenouille verte	Têtards	144	96 h	Hecnar 1995
Triturus vulgaris	Triton ponctué	Larves	77,5-387,5	24 h, 48 h ou 72 h	Watt et Oldham 1995

1. Le résultat est la mort.
2. Le résultat est une concentration efficace (CE) (altération du comportement).
3. Le résultat est une CE (changements physiques et altération du comportement).
4. Le résultat est une CE (nombre d'individus se métamorphosant, taux de survie).
5. Le résultat est une CE (taille des individus à la métamorphose, réduction de l'alimentation).

En présence de certaines conditions, le nitrate et l'ammoniac peuvent se transformer en nitrite (Marco et Blaustein 1999). Le nitrite est très toxique, beaucoup plus que le nitrate. Il semble que le nitrite puisse atteindre des concentrations létales dans les systèmes d'exploitation aquicole, les étangs, les eaux recevant les effluents des stations d'épuration des eaux usées et tous les systèmes naturels hébergeant une biomasse animale élevée (Huey et Beitinger 1980b). Toutefois, comme le nitrite s'oxyde rapidement en nitrate et se rencontre par conséquent rarement en fortes concentrations naturelles, sa toxicité n'a pas été évaluée de façon approfondie. Les valeurs de CL_{50} à 96 heures enregistrées chez des poissons (0,19 à 188 mg/L; tableau 5.3) dans le cadre des quelques études qui ont été réalisées sont en moyenne supérieures à celles observées dans le cas de l'ammoniac. Parmi les espèces de poissons étudiées, la truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) semble la plus sensible. Huey et Beitinger (1980b) ont enregistré une CL_{50} de 1,09 mg/L chez des larves de la salamandre à nez court

Tableau 5.3. Effets toxiques aigus et chroniques du nitrite chez divers organismes aquatiques. Sauf indication contraire, tous les résultats sont exprimés en CL_{50} (concentration de NO_2^- entraînant la mort de 50% des organismes exposés).

Organisme		Stade	Concentration (mg de NO_2/L)	Durée d'exposition	Référence
Poissons					
Acipenser brevirostrum	Esturgeon à museau court	Juv.<1 an	11,3	96 h	Fontenot et al. 1998
Tilapia aurea	Tilapia		16	96 h	Palachek et Tomasso 1984
Anguilla anguilla	Anguille européenne		143,7	96 h	Kamstra et al. 1996
Ictalurus punctatus	Barbue des rivières		7	96 h	Palachek et Tomasso 1984
Micropterus treculi	Achigan de la Guadalupe	Juv.<1 an	187,6	96 h	Tomasso et Carmichael 1986
M. salmoides	Achigan à grande bouche		140	96 h	Palachek et Tomasso 1984
Oncorhynchus mykiss	Truite arc-en-ciel	Juv.<1 an	0,06[1]	6 m.	Wedemeyer et Yasatake 1978
		Juv.<1 an	0,015[2]	6 m.	Wedemeyer et Yasatake 1978
		Juv.<1 an	0,06[1]	10 j	Russo et al. 1974
		Juv.<1 an	0,19	96 h	Russo et al. 1974
O. tshawytscha	Saumon quinnat	Alevin	2,9	96 h	Westin 1974
Amphibiens					
Rana cascadae	Grenouille des Cascades	Têtards	11,5[3]	14 d	Marco et Blaustein 1999
Rana catesbiana	Ouaouaron	Têtards	1-50[4]	24 h	Huey et Beitinger 1980a
Ambystoma texanum	Salamandre à nez court	Larves	6,6	96 h	Huey et Beitinger 1980 b
		Larves	1,09	96 h	Huey et Beitinger 1980 b
Invertébrés					
Cherax quadricarinatus	Écrevisse australienne	Juvéniles	42,9	24 h	Meade et Watts 1995
		Juvéniles	37,1	48 h	Meade et Watts 1995
		Juvéniles	25,9	96 h	Meade et Watts 1995

1. Le résultat est une concentration sans effet observé (CSEO).
2. Le résultat est une concentration efficace (CE) (variation de la concentration de méthémoglobine).
3. Le résultat est une CE (inhibition du développement et altération du comportement).
4. Le résultat est une CE (variation de la concentration de méthémoglobine).

(*Ambystoma texanum*) exposées au nitrite. À la concentration sublétale de 11,5 mg/L, le nitrite a induit des altérations comportementales et morphologiques et des retards de développement et a modifié l'âge à l'émergence chez la grenouille des Cascades (*Rana cascadae*) (Marco et Blaustein 1999). En transformant l'hémoglobine en méthémoglobine, les nitrites réduisent le pouvoir oxyphorique du sang. Chez le ouaouaron (*Rana catesbiana*), une augmentation des quantités de méthémoglobine a été détectée dans le sang de têtards exposés à des concentrations de nitrite aussi faibles que 1 mg/L (Huey et Beitinger 1980a). D'autres altérations du comportement (occupation d'eaux peu profondes, têtards se laissant flotter à la surface, difficultés respiratoires à la surface) ont été observées chez des amphibiens exposés à de fortes concentrations de nitrite (11 à 50 mg/L) en eaux de surface (Huey et Beitinger 1980a; Marco et Blaustein 1999).

Plantes terrestres

Les sources anthropiques d'azote pour la végétation sont associées aux polluants atmosphériques, en particulier les oxydes d'azote, l'ammoniac non ionisé, l'ammonium et le nitrate. Parmi ces composés, le dioxyde d'azote, l'ammoniac non ionisé et l'ammonium sont très phytotoxiques. Les effets toxiques

des polluants atmosphériques azotés sur la végétation peuvent s'exercer indirectement, par la voie de réactions chimiques dans l'atmosphère, ou directement, par assimilation des dépôts sur le feuillage, le sol ou la surface de l'eau (OMS 1997a).

La toxicité de l'azote se traduit par divers symptômes: chute du feuillage, réduction de la capacité totale d'assimilation (Miller et al. 1979, *in* Jacobson et al. 1990); formation de cellules plus grandes, à parois minces, et croissance de type « succulent » (Roelofs et al. 1985; Teshow et Anderson 1989); jaunissement et nécrose des aiguilles (Van Dijk et Roelofs 1988); réduction de la tolérance à la sécheresse résultant de la perte du pouvoir de régulation de la transpiration par les stomates et de l'augmentation du rapport pousses/racines (Lucas 1990; Atkinson et al. 1991; Fangmeijer et al. 1994); réduction de la tolérance au gel due à la perturbation du mécanisme de synthèse des protéines antigel et de l'utilisation des glucides (Cape et al. 1991; Hall et al. 1997). Les effets néfastes des composés azotés peuvent découler de leur interférence avec les mécanismes de régulation cellulaire acide-base, ces composés pouvant influer sur le pH cellulaire avant et après l'assimilation (Raven 1988; Wollenweber et Raven 1993).

Le nitrate est considéré comme essentiellement non toxique pour les plantes (Teshow et Anderson 1989; Yaremcio 1991; OMS 1997a). Certaines espèces végétales peuvent accumuler le nitrate à des concentrations potentiellement nocives pour les animaux qui les consomment (voir la section sur les animaux terrestres). Cette accumulation résulte d'un apport dépassant la capacité des plantes de réduire et d'assimiler le nitrate en acides aminés (Environnement Canada 1997b). Les précipitations acides, causées par les ions sulfate et nitrate, peuvent endommager la végétation en provoquant la précipitation d'ions majeurs, une augmentation de la perte d'eau et une réduction de l'activité photosynthétique. Toutefois, les effets des précipitations acides ne semblent pas directement imputables à l'azote (ou au sulfate), mais plutôt à la baisse du pH foliaire.

En concentrations excessives, les oxydes d'azote peuvent avoir des effets toxiques (tableau 5.4). L'effet direct le plus important sur la végétation résulte de l'interaction du NO_2 avec les autres polluants et de l'altération de l'équilibre avec les autres éléments nutritifs (OMS 1997a). Les espèces ligneuses qui ne possèdent pas les enzymes voulues pour métaboliser le nitrate et le nitrite qui se forment dans les feuilles par absorption des oxydes d'azote pourraient être particulièrement vulnérables (Amundson et McLean 1982). À des concentrations de 100 à 140 $\mu g/m^3$, le dioxyde d'azote a causé une légère nécrose des aiguilles chez le pin blanc (Yang et al. 1983), une augmentation de la respiration à l'obscurité chez le haricot (Sandhu et Gupta 1989) et une augmentation de l'activité de la nitrate réductase chez l'épinette rouge (Norby et al. 1989). À la concentration de 375 $\mu g/m^3$, une augmentation de la respiration et de la photosynthèse à l'obscurité a été notée chez le soja (Sabarathnam et al. 1988), et une réduction du taux d'assimilation net de l'azote a été observée chez le tournesol (Okano et al. 1985). À des concentrations pouvant atteindre 900 à 1 100 $\mu g/m^3$, le dioxyde d'azote a causé une réduction des concentrations de nitrate foliaire chez la tomate (Taylor et Eaton 1966) et une inhibition de la photosynthèse chez la luzerne (Hill et Bennet 1970).

Les plantes terrestres peuvent également présenter des réactions toxiques au monoxyde d'azote (tableau 5.4). Le feuillage est plus sensible aux dommages causés par le monoxyde d'azote en conditions de faible luminosité ou d'obscurité (Taylor 1973), car la réduction des nitrates s'effectue plus lentement en l'absence d'activité photosynthétique (Ramade 1987). Il a été démontré que le monoxyde d'azote stimule la respiration à l'obscurité des bryophytes à des concentrations aussi faibles que

Tableau 5.4. Effets toxiques aigus et chroniques de l'azote (ammoniac, dioxyde d'azote et monoxyde d'azote) chez les plantes terrestres.

Espèce		Effet	Concentration ($\mu g/m^3$)	Durée d'exposition	Référence
Ammoniac					
Amaranthus retroflexus	Amaranthe à racine rouge	Dommages légers	8,4	4 h	NRC 1979
Brassica alba	Moutarde blanche	Dommages graves	2,1	4 h	NRC 1979
B. rapa	Chou-rave	Dommages foliaires	2 000	2 h	Benedict et Breen 1955
Coleus	Coleus	Décoloration du feuillage	28,2	1 h	NRC 1979
Fagopyrum esculentum	Sarrasin	Dommages foliaires (50%)	704	5 min	NRC 1979
Helianthus	Hélianthe	Dommages	28,2	1 h	NRC 1979
Lepidium sativum	Lépidie des jardins	Réduction de la biomasse	1 000	2 sem.	Van Haut et Prinz 1979
Lolium perenne	Ivraie vivace	Impact sur la régulation acide/base	213	5 j	Wollenweber et Raven 1993
Lycopersicon esculentum	Tomate	Dommages	28,2	1 h	NRC 1979
		Nécrose foliaire (50%)	176	4 min	NRC 1979
Malus sylvestris	Pommier	Noircissement autour des lenticelles	>282	--	NRC 1979
Nicotiana tabacum	Tabac	Dommages foliaires (50%)	704	8 min	NRC 1979
Pinus sylvestris	Pin sylvestre	Augmentation de la perte d'eau et de l'activité du synthetase de glutamine	53	9 m.	Dueck et al. 1990
			60	14 sem.	Pérez-Soba et al. 1990
Prunus persica	Pêcher	Noircissement de la peau du fruit	140,8	--	NRC 1979
Pseudotsuga menziesii	Douglas	Déséquilibre nutritif	180	13 sem.	Van der Eerden et al. 1991
Raphanus sativus	Radis cultivé	Mortalité	704	16 h	NRC 1979
Secale cereale	Seigle cultivé	Diminution du taux de germination de 52%	176	16 h	NRC 1979
		Mortalité	704	4 h	NRC 1979
Violia canina	Violette	Déséquilibre nutritif	50	8 m.	Dueck et Elderson 1992
Dioxyde d'azote					
Citrus sinensis	Oranger	Augmentation de la chute des fruits	120-500	9,5 m.	Thompson et al. 1970
Glycine max	Soja	Augmentation de la respiration et de la photosynthèse à l'obscurité	375	35 h	Sabarathnam et al. 1988
Helianthus annuus	Tournesol	Réduction du taux d'assimilation net	375	2 sem.	Okano et al. 1985
Hordeum vulgare	Orge	Stimulation de la croissance	10-43	130 j	Adaros et al. 1991

Tableau 5.4. Effets toxiques aigus et chroniques de l'azote chez les plantes terrestres, conclus.

Espèce		Effet	Concentration ($\mu g/m^3$)	Durée d'exposition	Référence
Lolium perenne	Ivraie vivace	Réduction de l'activité de la glutamate déshydrogénase	125	140 j	Wellburn et al. 1981
Lycopersicon esculentum	Tomate	Réduction de la concentration de nitrate foliaire	940	19 j	Taylor et Eaton 1966
Medicago sativa	Luzerne	Inhibition de la photosynthèse	1 100	1,5 h	Hill et Bennet 1970
Phaseolus vulgaris	Haricot commun	Augmentation de la respiration à l'obscurité	120	22 j	Sandhu et Gupta 1989
Picea rubens	Épinette rouge	Augmentation de l'activité de la nitrate réductase	140	1 j	Norby et al. 1989
Pinus strobus	Pin blanc	Légère nécrose des aiguilles	100	5 j	Yang et al. 1983
Pinus sylvestris	Pin sylvestre	Augmentation de l'activité de la nitrate réductase	160	7 d	Wingsle et al. 1987
Pisum sativum	Pois	Émission d'éthylène en réaction au stress	850	7 h	Mehlhorn et Wellburn 1987
Polytrichum formosum	Polytric	Dommages et altération de la croissance	122	37 sem.	Bell et al. 1992
Monoxyde d'azote					
Avena sativa	Avoine	Réduction de la photosynthèse	750	1 h	Hill et Bennet 1970
Capsicum annuum	Poivron	Diminution de l'activité de la nitrate réductase	1 875	18 h	Murray et Wellburn 1980
Ctenidium molluscum	Bryophyte	Augmentation de la respiration à l'obscurité	44	8-24 h	Morgan et al. 1992
Lactuca sativa	Laitue	Induction de l'activité de la nitrate réductase	375	8 j	Besford et Hand 1989
Lactuca sativa		Réduction de la photosynthèse	2 500	10 min	Capron 1989
Lactuca sativa		Réduction de la biomasse	635	16 j	Capron et al. 1991
Lycopersicon esculentum	Tomate	Induction de l'activité de la nitrate réductase	500	28 d	Wellburn et al. 1980
Lycopersicon esculentum		Réduction de la biomasse	500	5 d	Bruggink et al. 1988
Medicago sativa	Luzerne	Réduction de la photosynthèse	750	1 h	Hill et Bennet 1970
Pisum sativum	Pois	Augmentation de la libération d'éthylène	188	7 h	Mehlhorn et Wellburn 1987

44 $\mu g/m^3$ (Morgan et al. 1992), réduit la biomasse des plants chez la tomate à la concentration de 500 $\mu g/m^3$ (Bruggink et al. 1988) et inhibe la photosynthèse chez la laitue à la concentration de 2 500 $\mu g/m^3$ (Capron 1989).

Dans les tissus des plantes, l'ammonium (NH_4^+) est reconnu comme toxique à des concentrations passablement faibles. Les effets toxiques de l'ammonium se manifestent généralement par un ralentissement immédiat de la croissance ainsi que par un flétrissement, une nécrose marginale et une chlorose entre les nervures des feuilles terminales et, finalement, par la mort de la plante entière (Maynard et Barker 1969). Par exemple, l'exposition des racines de semis de tomate à une solution d'ammonium comme seule source d'azote a provoqué une réduction de la croissance et des dommages au système racinaire, ainsi qu'un flétrissement foliaire important suivi d'une nécrose marginale (Pierpont et Minotti 1977). L'intensification du lessivage est un effet important de l'augmentation des concentrations d'ammonium dans l'atmosphère; à cet égard, il a été démontré que l'ammonium accroît le lessivage des ions potassium à partir des feuillus (Roelofs et al. 1985; Leonardi et Flückiger 1989) et des ions calcium et magnésium à partir des conifères (Wilson 1992). Ce lessivage peut causer à son tour un déséquilibre nutritif, tel celui observé chez le douglas à la concentration de 180 µg de NH_4^+/m^3 (Van der Eerden et al. 1991) et chez la violette, à la concentration de 50 µg de NH_4^+/m^3 (Dueck et Elderson 1992). Les ions d'ammonium atmosphérique pourraient également avoir contribué au déclin récent des forêts en abaissant la tolérance des arbres au gel. Une réduction de la résistance au gel de seulement quelques degrés Celsius pourrait accroître considérablement le risque de dommages dus au gel (Friedland et al. 1984; Sheppard et al. 1989; Cape et al. 1991; Hall et al. 1997).

Les feuilles peuvent également assimiler l'ammoniac non ionisé (NH_3), qui peut devenir toxique lorsque les concentrations ambiantes sont élevées. L'ammoniac peut avoir des effets directs sur la structure et les fonctions des plantes et des effets indirects sur les propriétés des sols (Environnement Canada 1997b; tableau 5.4). L'ammoniac est une source d'azote pour la synthèse des protéines, et bien que l'utilisation d'ammoniac pour la synthèse de molécules organiques puisse être perçue comme un processus permettant de stocker un élément nutritif important, c'est aussi un processus important pour la détoxification d'un composé chimique potentiellement toxique, à savoir l'ammoniac. Un apport excessif d'ammoniac peut donc perturber le métabolisme des glucides. Comme l'ammoniac est également un inhibiteur de la phosphorylation photosynthétique, il réduit ainsi la production de glucides et, par conséquent, la croissance des plantes (Teshow et Anderson 1989). Ce sont les feuilles ou les aiguilles plus vieilles qui sont le plus souvent affectées par les effets toxiques de l'ammoniac. Les symptômes rappellent ceux induits par la sécheresse ou l'exposition à des sels, à certains agents phytopathogènes ou à d'autres polluants. Les symptômes spécifiques d'une exposition à l'ammoniac incluent l'apparition de taches sombres sur les feuilles ou le noircissement complet du limbe, l'apparition de taches rousses sur la marge des feuilles, la formation entre les nervures de lésions brun foncé virant au noir le jour suivant et, finalement, le dessèchement de toute la feuille (NRC 1979). Sur les fruits et les légumes, l'ammoniac provoque un changement de coloration de la peau et l'apparition de lésions brunâtres à noires (NRC 1979). Chez les dicotylédones ligneuses, l'exposition à de fortes concentrations d'ammoniac entraîne la formation de grandes taches vert foncé, suintantes, qui font place, après plusieurs heures, à des lésions nécrotiques gris brunâtre ou noires disséminées sur toute la surface du limbe (NRC 1979). Chez les arbres ou arbustes à feuillage dense ou réparti en étages superposés, les dommages peuvent être confinés à des sections particulières de la feuille. Les lésions foliaires acquièrent souvent une teinte orangée, violette ou brun rougeâtre rappelant la coloration automnale. Chez les conifères, les aiguilles exposées s'assombrissent et prennent une teinte brun-gris, violette ou noire et, habituellement, toute la partie exposée au gaz est affectée (Dueck et al. 1990). Les dommages sont plus variables chez les herbacées que chez les plantes ligneuses et prennent diverses formes allant de lésions nécrotiques irrégulières et décolorées sur les deux faces du limbe à

des rayures rougeâtres entre les nervures et un assombrissement général de la face supérieure du limbe (Van der Eerden 1982; Environnement Canada 1984; Teshow et Anderson 1989; Hall et al. 1997; OMS 1997a; tableau 5.4). Appliqué à des concentrations aussi élevées que 704 µg/m^3, l'ammoniac a tué des graines de radis et de seigle (NRC 1979). Comme dans le cas de l'ammonium, l'exposition à l'ammoniac accroît la sensibilité des plantes au froid et au gel (Cape et al. 1991). En conséquence, l'augmentation des concentrations d'ammoniac atmosphérique peut également contribuer au déclin des forêts en causant une saturation des lipides dans les membranes cellulaires, qui deviennent plus perméables et plus rigides (Van der Eerden 1982).

En dépit de sa valeur nutritive, le phosphore, à concentrations légèrement trop élevées, n'inhibe habituellement pas la croissance des plantes, mais il entraîne l'apparition de lésions brun rougeâtre sur les feuilles vert foncé de l'étage inférieur (Jones 1980). Ces lésions, manifestation typique de la toxicité du phosphore, apparaissent à l'extrémité apicale du limbe et s'étendent progressivement jusqu'à la base en longeant les bords. Elles sont de forme irrégulière et tranchent nettement avec les tissus verts sains. Les plantes exposées à des quantités nettement excessives de phosphore manquent de vigueur. Les tiges sont rabougries, les feuilles, vert foncé, et les bractées, souvent presque entièrement couvertes de lésions violet rougeâtre. Après un certain temps, l'extrémité et les bords du limbe brunissent, se flétrissent et se recroquevillent et finissent par mourir. Clark (1982) et Furlani et al. (1986a, b) ont observé des lésions rouges similaires sur des plants de sorgho cultivés dans des solutions nutritives, dans des pots contenant du sable ou du sol ou directement au champ. La concentration de phosphore induisant ces symptômes de toxicité variait selon les pratiques culturales, le cultivar, l'âge des plants et la source de phosphate. Chez les cultivars sensibles, les mouchetures rouges sont apparues 3 jours après l'ajout de 2,18 µg/L de phosphate monobasique de potassium aux solutions nutritives de plants âgés de 7 jours (Furlani et al. 1986b), et également 3 jours après l'ajout de 0,58 µg/L de phosphate monobasique d'ammonium aux solutions nutritives de semis de *Sorghum bicolor* âgés de 2 jours (Grundon et al. 1987). Les mouchetures rougeâtres causées par la toxicité du phosphore peuvent être confondues avec les lésions violet rougeâtre ou brunes qui se développent chez les plantes présentant une grave carence en potassium ou en magnésium, mais leur pourtour est irrégulier, et la zone de nécrose brune est essentiellement marginale.

Animaux terrestres

La toxicité de l'azote chez les animaux terrestres est associée soit à la pollution atmosphérique (dioxyde d'azote, ammoniac ou nitrate), soit à la consommation de plantes renfermant de fortes concertations de nitrate. Les nitrates et les nitrites présents dans l'eau ont toutefois été incriminés dans l'induction d'une méthémoglobinémie chez de jeunes animaux (OMS 1977).

De nombreuses études ont été consacrées aux effets du dioxyde d'azote atmosphérique sur les voies respiratoires (Cavanagh et Morris 1987; OMS 1997a). Les effets extrapulmonaires ont également été étudiés de façon sommaire (p. ex., OMS 1997a). L'exposition au dioxyde d'azote altère la structure des poumons et peut causer l'emphysème. La plupart des études consacrées à l'ammoniac ont porté les effets irritants provoqués par l'inhalation du composé (Environnement Canada 1984; 1997b). Le tableau 5.5 décrit les effets causés par l'inhalation du nitrate et du gaz ammoniac chez divers mammifères. Aucun effet n'a été signalé à ce jour chez des mammifères ayant inhalé de l'ammonium en aérosol (Rothenberg et al. 1986; Schlesinger et al. 1990). Du fait qu'il modifie le pH intracellulaire, le nitrate peut avoir des effets très nocifs (OMS 1997a). Une seule étude d'inhalation a été effectuée

Tableau 5.5. Effets toxiques aigus et chroniques de l'azote (nitrate et ammoniac) chez divers organismes terrestres.

Organisme	Résultat	Concentration (mg/m^3)	Durée d'exposition	Référence
Nitrate				
Cobaye	Structure pulmonaire. Aucun effet grave.	1	4 sem.	Busch et al. 1986
Rat	Structure pulmonaire. Aucun effet grave.	1	4 sem.	Busch et al. 1986
Ammoniac				
Chauves-souris	Aucun effet physiologique néfaste.	59,8-1 302,4	--	NRC 1979
Oiseaux (sansonnet, moineau; pigeon)	CL_{50}	1 600	7 min	NRC 1979
Chat	Dyspnée grave, anorexie, déshydratation, bronchopneumonie après 7 jours.	700	10 min	Dodd et Gross 1980
Bovins laitiers	Accroissement des taux de morbidité et de mortalité.	182-1 400	--	NRC 1979
Souris	Mortalité de 30%; affection des voies nasales et des yeux et troubles respiratoires.	3 185	1 h	MacEwen et Vernot 1972
Porc	Hypersécrétion nasale, lacrymale et buccale.	70,4-105,6	5 sem.	NRC 1979
Volaille	Réduction de l'alimentation et gain pondéral, aérosacculite, sensibilité accrue aux maladies des voies respiratoires, inconfort général.	14,1-35,2	--	NRC 1979
Volaille	Réduction de la ponte, trachéite, kératoconjonctivite (trouble oculaire).	42,2-70,4	--	NRC 1979
Lapin	Aucun signe de toxicité; aucune anomalie de la fonction pulmonaire.	40	24 h/j pendant 114 j	Coon et al. 1970
Porc	Réduction de la vitesse de croissance.	>70,4	--	NRC 1979
Porc	Écoulement par la bouche d'une mousse baveuse, sécrétion excessive et respiration irrégulière.	196	36 h	Stombaugh et al. 1969

avec des mammifères (Busch et al. 1986), et l'on ignore tout des effets du nitrate chez les reptiles (Rouse et al. 1999; tableau 5.5).

L'ingestion de plantes contaminées peut causer une intoxication si les concentrations de nitrate ingérées par les animaux dépassent 0,35 à 0,45% du volume consommé (Kvasnicka et Krysl 1996). Le bétail nourri de fourrage contenant de 0 à 0,5% de nitrate (poids sec) ne montre aucun signe de toxicité. Des symptômes de toxicité sublétale peuvent toutefois se manifester si ces concentrations grimpent à 0,5 à 1,0% (poids sec), et des cas de mortalité ont été associés à l'ingestion de concentrations supérieures à 1,0% (poids sec) (Neilson 1974; Osweiler et al. 1985; Yaremcio 1991; Wohlgemuth et Casper 1992).

Les nitrates peuvent s'accumuler et atteindre des concentrations élevées chez certaines espèces végétales, dont plusieurs espèces couramment utilisées comme fourrage pour le bétail (tableau 5.6). En général, les espèces fourragères annuelles accumulent de plus grandes quantités de nitrate que les espèces vivaces. Divers facteurs favorisent l'accumulation de nitrate dans les plantes (p. ex.

Tableau 5.6. Plantes fourragères (bétail) pouvant accumuler le nitrate (sources des données: Bradley et al. 1940; Osweiler et al. 1985; Mulligan et Munro 1990; Yaremcio 1991; Wohlgemuth et Casper 1992; Steppuhn et al. 1994)

PLANTES CULTIVÉES	MAUVAISES HERBES
Luzerne (*Medicago sativa*)	Chardon des champs (*Cirsium arvense*)
Orge (*Hordeum vulgare*)	Rumex veiné (*Rumex venosus*)
Canola (*Brassica rapa*)	Épilobe à feuilles étroites (*Epilobium angustifolium*)
Maïs (*Zea mays*)	Stramoine commune (*Datura stramonium*)
Lin (*Linum usitatissimum*)	Sorgho d'Alep (*Sorghum halepense*)
Millet (*Panicum miliaceum*)	Kochia à balais (*Kochia scparia*)
Orge (*Avena sativa*)	Chénopode blanc (*Chenopodium album*)
Colza (*Brassica napus*)	Morelle (*Solanum* sp.)
Seigle (*Secale cereale*)	Amaranthe (*Amaranthus* sp.)
Soja (*Glycine max*)	Soude roulante (*Salsola kali*)
Sorgho (*Sorghum* sp.)	Renouée ponctuée (*Polygonum acre*)
Sorgho herbacé (*Sorghum sudanense*)	Hélianthe (*Helianthus* sp.)
Betterave à sucre (*Beta vulgaris*)	
Mélilot (*Melilotus alba*)	
Blé (*Triticum aestivum*)	

sécheresse, dommages causés par les insectes, grêle, temps nuageux, forte densité, ombrage, application d'engrais azotés, pratiques de gestion agricole) (Bradley et al. 1940; Yaremcio 1991; Steppuhn et al. 1994; Kvasnicka et Krysl 1996; Lester 1998). L'utilisation fréquente d'engrais azotés au cours des dernières années a entraîné une augmentation des cas d'intoxication due au nitrate (Kvasnicka et Krysl 1996). Les plantes qui poussent dans des sols fortement contaminés par des excréments d'animaux (p. ex. autour des réservoirs d'eau et des étangs ou le long de sentiers achalandés) peuvent également accumuler des concentrations de nitrate toxiques pour le bétail (jusqu'à 4,7% de NO_3 en poids sec) (Williams 1989).

Le nitrate présent dans la végétation devient toxique seulement une fois qu'il est converti en nitrite dans le tube digestif de l'animal. Une fois absorbé par le sang, le nitrite convertit l'hémoglobine en méthémoglobine, qui n'a aucun pouvoir oxyphorique (Yaremcio 1991). Les bovins et les moutons sont plus vulnérables aux intoxications par le nitrite, car les microorganismes présents dans leur rumen favorisent la conversion du nitrate en nitrite (Bradley et al. 1940; Osweiler et al. 1985). Le cheval, le porc et la volaille y sont moins sensibles, car la conversion du nitrate en nitrite s'effectue dans l'intestin, où l'absorption des nitrites par le sang est plus restreinte (Neilson 1974; Yaremcio 1991).

L'intoxication aiguë par le nitrate se produit habituellement dans la demi-heure qui suit l'ingestion de la concentration toxique (> 1.0% de poids sec) (Wohlgemuth et Casper 1992). Chez la volaille, l'intoxication aiguë provoque les symptômes suivants: augmentation de la fréquence cardiaque, accélération de la respiration, tremblements musculaires, vomissements, faiblesse, bleuissement des muqueuses, cécité, production excessive de salive et de larmes, apathie, respiration laborieuse ou violente, port vacillant, mictions fréquentes, chute de la température corporelle, désorientation et incapacité de se lever (Emerick 1974; Cowley et Collings 1977; Yaremcio 1991; El-Bahri et al. 1997).

Les animaux intoxiqués s'effondrent souvent après seulement quelques brefs soubresauts. Dans la plupart des cas d'intoxication aiguë, la mort de l'animal n'est précédée d'aucun signe de toxicité.

Les réactions sublétales au nitrate perturbent le rendement du bétail, mais elles passent souvent inaperçues. Ces intoxications provoquent une baisse de la production de lait, une perte de poids et une réduction de la résistance aux maladies. Les animaux intoxiqués présentent un rendement inférieur et semblent malades (Emerick 1974; Hibbs et al. 1978; El-Bahri et al. 1997; Lester 1998). Chez les bovins, l'exposition à des doses sublétales de nitrate entraîne également une hausse des taux de mortinatalité, d'avortement, de rétention placentaire et d'ovaires kystiques (Hibbs et al. 1978; Johnson et al. 1983; Putnam 1989). Enfin, en bloquant la conversion de la bêta-carotène en vraie vitamine A et de l'alpha-tocophérol en vitamine E, le nitrate cause une photosensibilité et d'autres troubles chroniques (Lester 1998).

L'intoxication par le nitrate se traite par administration intraveineuse de bleu de méthylène le plus rapidement possible après l'ingestion des plantes contaminées (Osweiler et al. 1985; Yaremcio 1991). L'utilisation rationnelle d'engrais azotés, une bonne connaissance des plantes capables d'accumuler le nitrate, la régulation de la teneur en eau des produits d'ensilage et des effets des conditions météorologiques ainsi qu'une gestion appropriée des aliments du bétail peuvent aider à réduire les pertes dues à l'intoxication par le nitrate. La meilleure façon de prévenir ce problème consiste à contrôler le type et la quantité du fourrage offert au bétail. La plupart des aliments pour bétail qui contiennent du nitrate peuvent être offerts aux bovins s'ils sont l'objet d'une gestion appropriée.

Les nitrates ou nitrites présents dans l'eau peuvent également causer des problèmes aux animaux terrestres. La méthémoglobinémie est le problème le plus étudié. L'administration de nitrite de sodium via l'eau de boisson à des rates et à des cobayes femelles a causé les effets suivants: mortalité prénatale, résorption fœtale et réduction du poids des jeunes à la naissance (Alexandrov et Jänisch 1971; Shuval et Gruener 1972; OMS 1977). Chez le lapin, il a été démontré que la hausse des concentrations de méthémoglobine induite par le nitrate stimulait l'activité cardiaque (Garbuz 1971). Chez le rat adulte, l'exposition à des concentrations élevées de nitrite de sodium dans l'eau de boisson a causé une hausse des concentrations de méthémoglobine, mais pas au point de produire des effets toxiques apparents (Druckrey et al. 1963; Behroozi et al. 1971).

Santé humaine

Les effets d'une exposition aiguë contrôlée ou accidentelle à l'ammoniac sur la santé humaine ont été largement étudiés (voir OMS 1986 pour une revue complète). Les données disponibles témoignent de la gravité des effets de l'ammoniac pour la santé. Toutefois, des recherches additionnelles s'imposent pour faire des recommandations concernant les durées d'exposition et les concentrations limites en cas de rejets et déterminer les troubles à long terme résultant d'une exposition à des concentrations susceptibles d'engendrer des effets toxiques aigus. Les humains peuvent être exposés à l'ammoniac à l'état de gaz, de liquide anhydre ou de solution aqueuse (Environnement Canada 1997b). L'inhalation est considérée comme la principale voie d'exposition chez les humains, et les effets vont d'une simple irritation à une corrosion grave des muqueuses sensibles des yeux, du nez, de la gorge et des poumons. L'œdème pulmonaire suivi d'une grave irritation des surfaces cutanées humides est la conséquence la plus dangereuse de l'exposition au gaz ammoniac (OMS 1986; Environnement Canada 1997b; OMS 1997a).

Comme l'ammoniac, le nitrate peut également être très nocif pour les humains. Au Canada, la concentration maximale acceptable de nitrate dans l'eau potable est de 45 mg/L [10 mg de NO_3^--N/L] (Santé Canada 1996). Celle du nitrite, qui est directement toxique et qui résulte d'une conversion du nitrate, s'élève à 3,2 mg/L [0,97 mg de NO_2^--N/ L] (Santé Canada 1996). Les concentrations de nitrate dans les approvisionnements en eau des villes canadiennes sont généralement inférieures à 5 mg/L (Santé Canada 1996). Les concentrations dans les réserves d'eau souterraine varient d'une région à l'autre (tableau 5.10).

L'ingestion de grandes quantités de nitrate ou de nitrite peut provoquer une méthémoglobinémie (« syndrome du bébé bleu ») par oxydation (par le nitrite) du fer ferreux (Fe^{2+}) en fer ferrique (Fe^{3+}) dans l'hémoglobine, transporteur d'oxygène dans le sang des mammifères. La méthémoglobine n'a aucun pouvoir oxyphorique. La méthémoglobinémie cause une cyanose, l'asphyxie et la mort (Santé Canada 1992; OMS 1997a). Les nourrissons de moins de trois mois forment la sous-population la plus vulnérable car, mis à par le fait que leur hémoglobine fœtale s'oxyde plus facilement, ils sécrètent moins d'acide gastrique et sont plus sensibles à la gastro-entérite, deux facteurs qui permettent aux bactéries réductrices des nitrates présentes dans le tractus gastro-intestinal de convertir le nitrate en nitrite (Craun et al. 1981).

Chez les nourrissons nourris au biberon, c'est l'eau utilisée dans la préparation du lait maternisé qui est généralement la principale source de nitrates (Santé Canada 1996). Chez un nourrisson de 3 à 5 kg, la consommation de 0,6 L d'eau potable contenant 4,5 mg/L peut représenter un apport de 2,7 mg/j ou environ 0,7 mg/kg de poids corporel (Santé Canada 1992). Chez les adultes, c'est la nourriture qui constitue habituellement la principale source de nitrates, à moins que l'eau potable en contienne de fortes concentrations. Les légumes tels que les betteraves, céleri, laitue, radis et épinards représentent un fraction importante de l'apport alimentaire de nitrate chez les adultes (Santé Canada 1992), les concentrations variant entre 1 700 et 2 400 mg de NO_3^-/kg de nourriture (Corre et Breimer 1979). Comme les épinards accumulent facilement les nitrates du sol, la consommation d'épinards cultivés dans des sols ayant reçu de grandes quantités d'engrais à base de nitrate comporte des risques pour la santé (méthémoglobinémie) (Ramade 1987). Des cas de méthémoglobinémie ont été associés en Europe à la consommation d'épinards fortement contaminés par les nitrates (Ramade 1987). Le poisson et les produits laitiers comme le fromage, de même que les produits de boulangerie et les céréales, peuvent également contenir de faibles quantités de nitrates. Chez les adultes, l'apport total recommandé en nitrates est estimé à 51 mg (44,3 mg provenant des aliments et 6,8 mg provenant de la consommation d'eau potable contenant 4,5 mg de nitrate/L), soit 0,7 mg de nitrate/kg de poids corporel pour un adulte de 70 kg (Santé Canada 1992).

Une fois ingéré, le nitrate est rapidement absorbé dans la portion supérieure de l'intestin grêle et distribué dans tout l'organisme. Environ 25% du nitrate absorbé réapparaît dans la salive. Une fois remis en circulation dans la salive, 20% du nitrate est réduit en nitrite par la microflore buccale (Santé Canada 1992). La production de nitrite augmente avec l'âge (Turek et al. 1980) et s'accroît durant les infections bactériennes diarrhéiques (Hartman 1983). Les nitrites sont rapidement absorbés dans l'estomac et l'intestin grêle. Dans l'estomac humain, les nitrites peuvent réagir avec des composés nitrosables, tels les amines et amides, pour former des composés N-nitroso (Broitman et al. 1981). Certains composés N-nitroso ont présenté un potentiel cancérigène et des propriétés corrosives chez les animaux (Broitman et al. 1981; Ramade 1987), et il y a lieu de croire qu'ils sont également cancérigènes pour les humains (Fraser 1985). Certaines études épidémiologiques descriptives ont

établi un lien entre l'ingestion de nitrate et l'incidence du cancer de l'estomac (Hill et al. 1973; Fraser et Chilvers 1981; Clough 1983; Gilli et al. 1984). D'autres chercheurs, par contre, n'ont pas observé une telle association (Vincent et al. 1983; Beresford 1985).

Aucun lien n'a été établi entre la contamination de l'eau potable par le nitrate et la fréquence des échanges de chromatides sœurs des lymphocytes périphériques chez les humains (Kleinjans et al. 1991). Le nitrate n'est pas mutagène ni chez les bactéries, ni chez les cellules mammaliennes *in vitro* (Speijers et al. 1989). Toutefois, certains données portent à croire que les nitrites ou les composés résultant d'une nitrosation ont des propriétés mutagènes chez le rat, la souris et le lapin (Luca et al. 1987). En outre, un certain nombre d'études préliminaires (Petukhov et Ivanov 1970; Shuval et Gruener 1972; Rotton et al. 1982; Santé Canada 1992) montrent que l'ingestion d'eau potable renfermant de fortes concentrations de nitrate pourrait avoir un retentissement sur le comportement. Cette question mérite d'être étudiée plus à fond.

5.2 Toxicité de l'azote dans l'environnement au Canada

Écosystèmes aquatiques

Au Canada, l'ammoniac ne se rencontre généralement pas dans les eaux de surface en concentrations suffisamment élevées pour présenter un risque de toxicité à grand échelle pour les invertébrés ou les poissons. Les concentrations d'ammoniac total y dépassent rarement 0,2 mg/L, et elles sont habituellement inférieures à 0,1 mg/L (Environnement Canada 1997b). Dans une étude menée en divers endroits du pays de 1980 à 1984, les concentrations d'ammoniac total dans 2 175 échantillons d'eau de surface ont varié entre 0,002 et 2,00 mg/L. Les valeurs les plus élevées ont été enregistrées dans les Prairies (Environnement Canada 1997b). De la même façon, 92% des 63 réseaux publics canadiens d'approvisionnement en eau inspectés entre 1966 et 1974 contenaient au plus 0,2 mg/L d'ammoniac total (NAQUADAT 1976). Les fortes concentrations d'ammoniac se rencontrent normalement dans les zones de mélange près des points de rejet des eaux d'égout et des eaux usées municipales, ou dans les eaux de ruissellement chargées de fumier ou d'engrais en provenance des terres agricoles. Ces fortes concentrations d'ammoniac se dissipent habituellement dans les premières dizaines ou centaines de mètres de la source par dilution dans les eaux réceptrices, conversion de l'ammoniac en nitrate (par nitrification) et volatilisation dans l'atmosphère.

Eu égard aux effets toxiques bien documentés des fortes concentrations d'ammoniac, les rejets d'eaux usées municipales et industrielles sont réglementés depuis de nombreuses années de manière à prévenir les effets toxiques aigus chez les organismes aquatiques dans les eaux réceptrices. En ce qui concerne l'agriculture, la plupart des provinces appliquent une série de recommandations en vue de réduire au maximum les rejets d'éléments nutritifs dans l'environnement (p. ex. Manitoba Agriculture 1994; Brisbin 1995; Brenton et Mellish 1996; NB Agriculture et Rural Development 1997; SAF 1997; AAFRD 1998; MEFQ 1998b; Ontario Farm Environmental Coalition 1998). Malgré ces initiatives, le rejet de matières azotées dans l'environnement continue de provoquer des incidents de mortalité massive chez les poissons. Plus récemment, les nitrates ont en outre été désignés comme l'un des facteurs potentiellement responsables du déclin des populations d'amphibiens (voir l'encadré sur les amphibiens menacés).

Les fortes concentrations de nitrate menacent-elles le développement des amphibiens?

Récemment, le déclin généralisé des populations d'amphibiens à l'échelle mondiale s'est imposée comme une évidence. Les populations de 17 des 24 espèces de grenouilles et crapauds et des 21 espèces de salamandres présentes au Canada ont considérablement diminué (Jacobs 1999). Conscients de la dimension planétaire du problème, les scientifiques invoquent en guise d'explications divers facteurs tels que les précipitations acides, l'augmentation du rayonnement ultraviolet, le changement climatique à l'échelle planétaire ou l'introduction d'espèces exotiques (Wyman 1990; Blaustein et al. 1994). Toutefois, dans bien des cas, l'altération des conditions locales semble une hypothèse plus vraisemblable. Le déclin des amphibiens dans les paysages agricoles pourrait être attribuable aux effets létaux pour les larves de polluants chimiques tels que les sels de nitrate (Baker et Waights 1993; Hecnar 1995; Marco et Blaustein 1999; Rouse et al. 1999). Certaines caractéristiques des amphibiens (perméabilité de la peau, dépendance envers les milieux aquatiques pour la reproduction et particularités du développement larvaire, du comportement alimentaire ou de l'hibernation) contribuent à la susceptibilité de ces organismes à la pollution de l'eau (Vitt et al. 1990).

Les eaux de surface contiennent naturellement moins de 4,4 mg de NO_3^-/L, et la présence de concentrations supérieures à 22 mg de NO_3^-/L est le reflet d'une contamination anthropique (MEO 1981). En Amérique du Nord, les concentrations de nitrate dans les cours d'eau traversant les terres agricoles varient normalement entre 9 et 178 mg/L (Goolsby et al. 1991; Keeney et Deluca 1993), quoique des concentrations supérieures à 444 mg/L ont déjà été enregistrées (Rouse et al. 1999). Dans les régions du sud de l'Ontario où l'agriculture se pratique de manière intensive, les concentrations de nitrate dépassent fréquemment la norme fédérale de 45 mg/L établie pour l'eau potable (Hendry et al. 1983; MEO 1983; CCMRE 1987; Agriculture Canada 1992). En laboratoire, de nombreuses espèces d'amphibiens montrent des symptômes de toxicité létale et sublétale à des concentrations de nitrate variant entre 11 et 44 mg/L (voir la section 5.1). Si le nitrate en milieu naturel agit sur les amphibiens de la même façon qu'en laboratoire, alors les concentrations de nitrate dans les eaux de surface de l'Amérique du Nord risquent fort d'affecter leur croissance et leur survie (Rouse et al. 1999). Des études effectuées récemment dans le bassin des Grands Lacs ont montré que les concentrations de nitrate dans environ 19% des échantillons d'eau de surface prélevés étaient suffisamment élevées pour perturber le développement des amphibiens et, dans 3% des échantillons, suffisamment élevées pour provoquer la mort d'amphibiens dans des expériences en laboratoire (Rouse et al. 1999).

Les principales sources anthropiques de contamination de l'eau par l'azote dans les zones agricoles sont les engrais azotés et les déchets animaux (Goolsby et al. 1991). Les engrais azotés ont été mis en cause dans la mort d'amphibiens au Danemark (Wederkinch 1988), en Pologne (Berger 1989), en Grande-Bretagne (Oldham et al. 1997) et au Canada (Hecnar 1995). L'exposition des amphibiens au nitrate d'origine agricole se produit de diverses façons. Dans les régions tempérées de l'Amérique du Nord, les concentrations de nitrate dans l'eau atteignent habituellement leur plus haut niveau entre la fin de l'automne et le printemps, l'assimilation du nitrate par les plantes étant alors réduite (Goolsby et al. 1991; Mason 1991; Rouse et al. 1999). Cette période coïncide également avec l'hibernation des grenouilles adultes, qui sont par conséquent exposées de façon prolongée au nitrate, surtout si elles hibernent dans l'eau (Hecnar 1995). Le type de fertilisant appliqué est également important. Par exemple, les engrais granulés à base de nitrate d'ammonium ont des effets toxiques pour les grenouilles (*Rana temporaria*) à des doses de 4 à 7 g/m^2 (Oldham et al. 1997), soit approximativement aux doses moyennes utilisées au Canada (6 à 9 g/m^2) (Statistique Canada 1997a; Agriculture et Agroalimentaire Canada 1998). Aux doses couramment utilisées, le nitrate d'ammonium risque peu de provoquer des effets de toxicité aiguë chez les grenouilles adultes, car l'exposition est brève, la dissolution des granules étant rapide. En outre, l'exposition des grenouilles est limitée parce que l'épandage d'engrais s'effectue habituellement durant le jour, alors que la migration des grenouilles se déroule la nuit (Oldham et al. 1997). Toutefois, en présence de conditions plus sèches, les effets toxiques semblent persister plus longtemps (Oldham et al. 1997).

L'évolution des pratiques agricoles peut également influer sur le degré d'exposition aux engrais. Depuis quelques années, l'épandage d'engrais s'effectue de plus en plus au printemps (Chalmers et al. 1990). Durant cette période, le ruissellement de l'eau de fonte peut entraîner les produits chimiques dans les étangs et les fossés. Dans les Prairies, l'épandage d'engrais au printemps a lieu après la fonte des neiges. Dès lors, les engrais appliqués à l'automne risquent davantage d'atteindre les cours d'eau par l'eau de fonte (B. Todd, Agriculture Manitoba, comm. pers.). Comme les grenouilles doivent souvent traverser des terres agricoles pour atteindre les sites de reproduction au printemps, le risque qu'elles soient exposées au nitrate augmente si la migration s'effectue peu de temps après un épandage (Oldham et al. 1997). C'est également durant cette période que l'on rencontre les œufs et les têtards, stades particulièrement vulnérables chez les amphibiens (Hecnar 1995).

Bien que la pollution par le nitrate soit un problème généralisé, la toxicité de ce composé n'est pas la seule cause du déclin des amphibiens en Amérique du Nord. Parmi les autres hypothèses invoquées en guise d'explications, mentionnons le rayonnement ultraviolet, les mutations génétiques, l'action des bactéries, parasites et autres agents pathogènes et les effets toxiques d'autres contaminants de l'environnement (Schmidt 1997; Kaiser 1999; Sessions et al. 1999). Néanmoins, les données disponibles sur la qualité de l'eau dans les zones agricoles et urbaines du Canada donnent à croire que les concentrations de nitrate dans les eaux de surface excèdent les seuils de toxicité pour les amphibiens durant de longues périodes et, en particulier, durant la période critique du développement des œufs et des têtards (Rouse et al 1999).

Elizabeth Roberts
Environnement Canada

Tableau 5.7. Incidents de mortalité massive de poissons dus au rejet de matières riches en éléments nutritifs signalés entre 1987 et 1997 au Centre national des urgences environnementales, Environnement Canada, Ottawa. Il convient de noter que les tribunaux n'ont émis aucune conclusion de fait à l'égard des incidents signalés et que les associations présentées ci-dessous ne reposent que sur des allégations.

Secteur	Matière en cause	Nombre d'incidents	Province
Agriculture	Fumier	9	Ont., Man.
	Engrais azoté	1	Ont.
Fabrication de produits chimiques	Ammoniac anhydre/ chlorure d'ammonium	2	Ont.
Transformation des aliments	Ammoniac	2	C.-B., N.-É.
	Fumier	1	Ont.
Fabrication générale	Shampoing concentré	1	Ont.
Déchets municipaux	Eaux d'égout	6	N.-B., C.-B., Ont.

Au Canada, 353 incidents de mortalité massive de poissons ont été signalés au Centre national des urgences environnementales (CNUE) d'Environnement Canada entre 1987 et 1997. De ce nombre, 22 ont été attribués au rejet dans l'environnement de matières contenant des éléments nutritifs (tableau 5.7). Il convient de noter que ces incidents de pollution n'ont fait l'objet que de rapports préliminaires (données inédites du CNUE 1998) et n'ont pas été vérifiés ultérieurement. Comme seules les informations recueillies au moment du signalement sont consignées sur les formulaires de rapport, il se peut que des renseignements utiles aient été omis dans la description de certains incidents (C. Lau, Environnement Canada, comm. pers.). Dans la plupart des incidents de mortalité de poissons causés par le rejet d'éléments nutritifs, l'azote était en cause. Un seul incident a été associé au rejet de produits contenant du phosphore, mais il semble que les effets toxiques ont été induits non pas par le phosphore, mais par un autre composé chimique présent dans ces produits. La majorité des incidents de mortalité de poissons signalés ont été associés à l'exploitation agricole, et en particulier au rejet de fumier. À l'exception d'un seul incident, tous les incidents imputés aux secteurs de la fabrication et de la transformation des aliments résultaient du rejet régulier d'ammonium ou d'ammoniac. Les incidents causés par le rejet d'eaux d'égout municipales étaient principalement dus à des défectuosités d'équipement, à des rejets provenant d'égouts unitaires ou d'une dérivation empêchant le traitement des eaux usées. Un examen plus approfondi a révélé que le secteur agricole était responsable de 53 des incidents de mortalité massive de poissons signalés en Ontario entre 1988 et 1998 et que l'épandage par vaporisation de purin de porc était à l'origine de la plupart de ces incidents (voir l'étude de cas consacrée à la mortalité de poissons dans le sud-ouest de l'Ontario).

Le nitrate présente une menace moins grave pour l'environnement. Bien qu'il soit parfois présent en concentrations passablement élevées dans les eaux de surface, il est relativement non toxique pour les plantes aquatiques, les invertébrés benthiques et les poissons (Russo 1985; tableau 5.2). Les concentrations létales de nitrate pour un certain nombre d'espèces d'amphibiens varient entre 13 et 40 mg NO_3-N/L. Il convient toutefois de noter que des effets chroniques peuvent se manifester à des concentrations aussi faibles que 2,5 mg/L (Baker et Waights 1993; Baker et Waights 1994; Hecnar 1995; Watt et Oldham 1995).

Malgré sa très grande toxicité pour les organismes aquatiques, le nitrite n'est pas considéré comme un problème environnemental important parce qu'il ne se rencontre habituellement pas dans les eaux de

Exploitation agricole, pollution de l'eau et mortalité massive de poissons dans le sud-ouest de l'Ontario

Les cours d'eau naturels et les fossés de drainage abondent dans l'écorégion fertile de l'écozone des Grands Lacs et du Saint-Laurent, dans le sud de l'Ontario. Chaque année, des rejets de fumier viennent y menacer l'état des cours d'eau et des lacs en tuant des poissons et d'autres organismes aquatiques, en dégradant la qualité de l'eau et en altérant l'habitat du poisson. La prolifération de bactéries compromet la qualité des aires de loisirs (fermeture de plages) et l'utilisation en aval de l'eau pour l'abreuvement du bétail. Pour évaluer les effets de l'agriculture sur les cours d'eau de l'Ontario, les données suivantes ont été compilées pour chaque rejet dans le cadre du Projet de prévention de la pollution causée par le fumier du bétail: date du rejet, canton et comté où le rejet a eu lieu; présence ou absence de mortalité massive de poissons, type d'exploitation; voie par laquelle le fumier a atteint le cours d'eau; équipement utilisé.

Les données amassées entre 1988 et 1998 révèlent que 274 rejets de fumier ont été signalés en Ontario durant cette période, pour un total de 17 à 35 rejets par année. Cinquante-trois de ces rejets ont causé la mort de nombreux poissons. Parmi les 274 rejets, 214 se sont produits dans le sud-ouest de l'Ontario, en particulier dans les comtés présentant les plus grand nombres d'exploitations d'élevage intensif de bétail, et 42 d'entre eux ont provoqué une mortalité massive de poissons (tableau 5.8). La majorité des rejets étaient associés à l'épandage par vaporisation de purin de porc (41% de tous les rejets de fumier dans le sud-ouest de l'Ontario). Les autres rejets étaient dus à l'utilisation d'installations de stockage trop petites (16%) et à des défectuosités d'équipement (15%). Dans la majorité des cas (59%), le fumier rejeté a atteint les cours d'eau par un drain en tuyaux.

Tableau 5.8. Rejets de fumier dans le sud-ouest de l'Ontario, 1988 à 1998.

Année	N^{bre} rejets	Mortalité de poissons	Accès au cours d'eau		Cause des rejets				
			Drain	Ruissellement en surface	Stockage inadéquat	Épandage par vapori-sation	Application par citerne	Bris d'équipe-ment	Problème durant le transport
1988	23	6	21	2	1	21	2	2	2
1989	19	2	8	4	3	6	1	6	1
1990	29	2	22	5	3	15	5	3	2
1991	21	1	12	4	2	10	3	5	2
1992	22	4	11	6	1	11	2	3	2
1993	14	3	9	3	4	4	-	-	-
1994	15	2	9	3	3	2	3	4	2
1995	15	6	5	3	3	2		3	2
1996	20	4	7	2	-	3	2	4	3
1997	23	7	14	12	10	7	4	-	-
1998	13	5	9	4	4	6	2	1	1
Total	**214**	**42**	**127**	**50**	**34**	**87**	**24**	**31**	**17**

De façon générale, les données indiquent que seulement un très faible pourcentage des rejets était réellement accidentel. Bien que les rejets aient été attribués à des problèmes survenus lors du stockage, de l'épandage ou de transport du fumier, la cause première des rejets était la mauvaise gestion du fumier. L'application des pratiques de gestion suivantes aurait permis d'éviter la majorité des rejets:

- applications de quantités excessives: on aurait dû procéder à des applications fractionnées et prendre en compte les conditions météorologiques et l'état du sol;
- débordement des installations de stockage: si des installations adéquates avaient été disponibles, il aurait été possible de tenir compte des conditions météorologiques et de l'état du sol durant l'application;
- défectuosités d'équipement: un entretien et une surveillance appropriés auraient peut-être permis d'éviter les rejets.

Il faut redoubler d'effort afin de mettre en place les mécanismes de planification environnementale des exploitations agricoles, de planification de la gestion des éléments nutritifs et du fumier et de planification des mesures d'urgence voulus pour prévenir le plus possible les rejets de fumier et leurs effets sur l'environnement.

K. Tuininga, Environnement Canada
M. Blackie, ministère de l'Environnement de l'Ontario

surface naturelles en concentrations jugées nocives pour les organismes aquatiques (Russo 1985; CCMRE 1987).

Écosystèmes forestiers

Les inquiétudes soulevées par les effets de la pollution atmosphérique sur l'état des forêts ont incité le Service canadien des forêts à mettre sur pied le Dispositif national d'alerte rapide pour les pluies acides (DNARPA) en 1984. Ce réseau national de surveillance biologique a pour but de détecter les premiers signes de dommages causés par les pluies acides dans les forêts et faire en sorte que les mesures préventives ou correctrices voulues soient prises en temps opportun. Le terme « pluies acides » comprend toutes les formes de pollution atmosphérique: dépôts humides et secs de sulfates (SOx), d'oxydes d'azote (NOx), de polluants gazeux (ozone) et de particules en suspension dans l'air.

La dernière analyse des données recueillies par le DNARPA a révélé qu'il n'y avait aucun signe de dépérissement généralisé des forêts canadiennes (RNCan 1999). De manière générale, les taux de mortalité des arbres oscillaient à l'intérieur de l'intervalle normal de 1 à 2% et étaient associés à des facteurs naturels. Néanmoins, des dommages forestiers potentiellement dus à la pollution ont été observés. Par exemple, dans la région de la baie de Fundy (Nouveau-Brunswick), une coïncidence a été relevée entre le dépérissement des bétulaies et la présence de brouillards acides et de fortes concentrations d'ozone troposphérique (Cox et al. 1996). Des mouchetures sont apparues sur les aiguilles des conifères en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick. La cause de ce phénomène demeure à déterminer. Toutefois, rien ne permet à ce stade-ci d'imputer le dépérissement des forêts canadiennes aux fortes concentrations d'oxydes d'azote ou d'ammoniac ou au dépôt direct d'azote sur la végétation.

Eau souterraine

Environ 26% des Canadiens utilisent l'eau souterraine comme source d'eau domestique (tableau 5.9). En 1981, ce pourcentage variait entre moins de 1% dans les Territoires du Nord-Ouest et 100% dans l'Île-du-Prince-Édouard. Dans toutes les provinces sauf la Colombie-Britannique et le Yukon et les Territoires du Nord-Ouest, au moins 90% des réseaux de distribution d'eau domestique s'alimentaient à même les réserves d'eau souterraine. La population canadienne s'élevant actuellement à quelque 30 millions d'habitants, c'est donc près de 8 millions de Canadiens (ou 26% de la population) qui dépendent de l'eau souterraine comme source d'eau potable. Les nappes d'eau souterraine fournissent également un pourcentage important de l'eau servant à l'abreuvement du bétail.

En présence de conditions naturelles, les concentrations de nitrate-N dans l'eau souterraine sont habituellement inférieures à 3 mg/L; la présence de valeurs supérieures à ce seuil est généralement attribuable à des activités humaines (Henry et Meneley 1993; Carmichael et al. 1995). Toutefois, des concentrations atteignant 250 mg/L ont été enregistrées dans certaines régions semi-arides de l'Alberta, de la Saskatchewan, du Manitoba et de l'ouest des États-Unis (Rodvang et al. 1998).

Le nitrate est présent dans les nappes d'eau souterraine dont l'alimentation par les précipitations est faible. Ces nappes d'eau se distinguent également par l'absence de tritium et leurs fortes concentrations en solides dissous. Pour que les concentrations naturelles de nitrate soient élevées, il faut des dépôts épais, oxydés et de texture fine, l'écoulement de l'eau souterraine étant dans ces conditions insuffisant pour éliminer le nitrate (Rodvang et al. 1998). De fortes concentrations naturelles

Tableau 5.9. Population dépendant de l'eau souterraine au Canada. Source des données de 1981, Hess (1981); source des données de 1997, Sous-comité fédéral provincial sur l'eau potable (M. Giddings, Santé Canada, comm. pers.)

	1981		1997	
	N^bre de personnes dépendant de l'eau souterraine	Pourcentage de la population	N^bre de personnes dépendant de l'eau souterraine	Pourcentage de la population
Population rurale	4 010 000	17	3 000 000	11
Population municipale	2 210 000	9	3 000 000-4 800 000	11 à 17,6
Total	6 220 000	26	6 000 000-7 800 000	22 à 29

s'observent également dans certaines régions où la prairie naturelle a été remplacée par des terres cultivées. Dans les Prairies canadiennes, les prairies qui formaient autrefois la base des sols chernozémiques favorisaient la conservation de l'azote qui, par conséquent, était rarement présent naturellement dans les eaux souterraines de la région. Lorsque ces prairies ont été mises en culture, le nitrate qui se trouvait dans le système racinaire fibreux des plantes des prairies a été remis en circulation et a fini par atteindre par lessivage les nappes d'eau souterraine (Henry et Meneley 1993). Bien que la mise en culture des prairies ait favorisé la remise en circulation du nitrate, cette source de nitrate est encore considérée comme naturelle, le nitrate ayant été produit par minéralisation naturelle dans le sol.

De tous les polluants pour lesquels des concentrations limites dans l'eau potable ont été proposées par le gouvernement fédéral, le nitrate est celui qui est le plus fréquemment détecté dans les eaux souterraines (Keeney 1987). Des études régionales de la contamination par le nitrate des puits d'eau souterraine au Canada révèlent que 1,5 à plus de 60% de ces puits présentent des concentrations de nitrate supérieures à la concentration acceptable pour l'eau potable de 10 mg/L (tableau 5.10). Les aquifères qui sont particulièrement vulnérables à la contamination par le nitrate sont peu profonds (< 30 m sous la surface du sol) et (ou) situés dans des sols poreux très sablonneux (figure 5.1). Bon nombre se trouvent dans les meilleures régions agricoles du Canada.

Les aquifères de la région côtière du sud de la Colombie-Britannique sont sous-jacents à des terres qui reçoivent de grandes quantités de précipitations et qui sont soumises à une exploitation agricole intensive, et ils contiennent souvent des concentrations de nitrate supérieures aux limites jugées acceptables (tableau 5.10). L'épandage du fumier provenant des exploitations d'élevage intensif du bétail et la fertilisation généralisée des cultures fruitières et légumières représentent les principales sources de nitrate, quoique les fosses septiques aient également été mises en cause dans l'augmentation des charges de nitrate dans des aquifères peu profonds hautement perméables de la région. Dans la vallée du Fraser, une évaluation de la qualité de l'eau souterraine provenant de 192 puits communautaires et de 75 puits privés choisis a révélé que 23 puits (9,6%) présentaient des concentrations de nitrate-N supérieures à 10 mg/L en hiver (novembre 1992 à février 1993), comparativement à 25 puits (10,1%) au cours de l'été 1993 (Carmichael et al. 1995). Presque tous les dépassements ont été observés dans trois aquifères sablo-graveleux non confinés très vulnérables situés dans des secteurs très développés, à savoir les aquifères d'Abbotsford/Sumas, de Hopington et de Langley/Brookswood (voir l'étude de cas consacrée à l'aquifère d'Abbotsford). Les aquifères très

Figure 5.1. Aquifères du Canada considérés comme vulnérables à la contamination par le nitrate par Agriculture Canada, 1989 (AC 1989). Ces aquifères sont peu profonds (< 30 m sous la surface du sol) et/ou situés dans des sols poreux très sablonneux. Limites des zones agricoles selon Smith et McRae (2000).

Tableau 5.10. Données sommaires sur les concentrations de nitrates dans les puits ruraux au Canada.

Source des données	N^bre de puits échantillonnés	NO_3-N >10 mg/L (%)	Référence
COLOMBIE-BRITANNIQUE			
Vallée du bas Fraser, hiver 1992-1993	240	9,6	Carmichael et al. 1995
Vallée du bas Fraser, été 1993	238	10,1	Carmichael et al. 1995
ALBERTA			
Alberta Agriculture Database	1 425	4,8	Henry et Meneley 1993
Environmental Centre Database	12 342	4,3	Henry et Meneley 1993
Alberta Environment Database	1 692	3,3	Henry et Meneley 1993
Farmstead Water Quality Survey	813	5,7	Fitzgerald et al. 1997
SASKATCHEWAN			
Saskatchewan Research Council Database	1 968	7,2	Henry et Meneley 1993
Soil Salinity Studies	1 484	17,0	Henry et Meneley 1993
Shallow Ground Water Quality Survey	184	35,9	Vogelsang et Kent 1997
MANITOBA			
Aquifère Carbonate de la région d'Interlake	119	1,7	Betcher 1997
Aquifère Shale d'Odanah	98	19,4	Betcher 1997
Aquifère du delta de l'Assiniboine	29	3,5	Buth et al. 1992
ONTARIO			
Ontario Farm Well Survey, Hiver 1991-1992	1 212	12,8	Goss et al. 1998
Ontario Farm Well Survey, Été 1992	1 212	14,3	Goss et al. 1998
QUÉBEC			
Portneuf	70	41,4	Paradis et al. 1991
Régions productrices de pommes de terre	33	63,6	Giroux 1995
Portneuf	26	34,6	Paradis 1997
Montérégie	150	2,0	Gaudreau et Mercier 1997
Île d'Orléans	87	4,6	Chartrand et al. 1999
NOUVEAU-BRUNSWICK			
Canton de Carleton	300	11 – 18,2	Ecobichon et al. 1996
Victoria et Madawaska	300	14,5 – 26.1	Ecobichon et al. 1996
NOUVELLE-ÉCOSSE			
Canton de Kings	237	13,0	Briggins et Moerman 1995
ÎLE-DU-PRINCE-ÉDOUARD			
Water Well Database	2 216	1,5	Somers 1998
Dairy Farm Well Survey	146	44,0	Van Leeuwen 1998

vulnérables alimentent 50% des puits communautaires de la région étudiée. Au cours de l'été 1993, 21 des 25 puits présentant des concentrations de nitrate-N supérieures à 10 mg/L étaient des puits privés.

Le grand nombre de dépassements observé dans les puits privés est vraisemblablement dû au fait qu'une plus forte proportion de ces puits se trouvent dans des zones à haut risque et que bon nombre d'entre eux sont situés dans des zones rurales où l'agriculture se pratique de façon plus intensive et où les résidants possèdent des fosses septiques. Un important lessivage du nitrate dans l'eau souterraine

semble également se produire dans un aquifère situé près de la ville d'Osoyoos, dans la vallée inférieure de l'Okanagan. Près de 17% et 33% des puits échantillonnés en 1986 et en 1987, respectivement, contenaient des concentrations de nitrate-N supérieures à 10 mg/L. Les engrais utilisés pour la production fruitière intensive sous irrigation sont vraisemblablement la principale source de nitrate (Reynolds et al. 1995).

Dans les Prairies, le risque de contamination est moindre en raison des conditions climatiques plus sèches, de la texture généralement argileuse des sols et du faible rendement des cultures. On note cependant des exceptions, en particulier dans les terres irriguées et dans les régions situées à proximité d'exploitations d'élevage intensif du bétail qui reçoivent d'importantes quantités de fumier. Des concentrations naturelles de nitrate pouvant atteindre plusieurs centaines de mg/L ont également été enregistrées, mais elles étaient très localisées et situées près de la nappe phréatique (Hendry et al. 1984; Rodvang et al. 1998). En Alberta, environ 4 à 6% des puits à usage domestique présentent des concentrations de nitrate-N supérieures à 10 mg/L (Henry et Meneley 1993; Fitzgerald et al. 1997). Le faible pourcentage de puits contaminés en Alberta pourrait être dû au fait que les aquifères de surface peu profonds et saturés y sont moins nombreux et que dans de nombreuses régions de la province, les aquifères de substratum rocheux constituent la source d'eau préférée en raison de leurs eaux plus douces. En Saskatchewan, des concentrations de nitrate-N supérieures à 10 mg/L ont été relevées dans 66 des 184 échantillons (36%) prélevés dans des puits privés à usage domestique reliés à des aquifères peu profonds non confinés (Vogelsang et Kent 1997; tableau 5.10).

La plupart des puits présentant des concentrations de nitrate-N supérieures à 10 mg/L étaient situés à proximité d'exploitations d'élevage de bétail ou de volaille. Bien que les résultats puissent refléter le pire des scénarios pour la qualité de l'eau souterraine dans la province, les aquifères non confinés sont importants parce qu'ils fournissent environ 60% de l'eau utilisée par les exploitations agricoles de la Saskatchewan (Vogelsang et Kent 1997). Des données provenant des bases de données du Saskatchewan Research Council et de l'University of Saskatchewan révèlent qu'entre 7 et 17% (tableau 5.10) des puits de la province pourraient contenir des concentrations de nitrate-N supérieures à 10 mg/L (Henry et Meneley 1993). Au Manitoba, des données de surveillance provenant du ministère des Ressources naturelles indiquent que la contamination de l'eau souterraine par des sources diffuses est peu importante, bien qu'une augmentation faible mais mesurable des concentrations de nitrate (< 3 mg/L de nitrate-N) ait été détectée dans certaines portions de l'aquifère du delta de l'Assiniboine où l'on pratique l'agriculture irriguée (Henry et Meneley 1993). En comparaison, dans l'aquifère Shale d'Odanah, 19 des 98 échantillons analysés présentaient des concentrations de nitrate-N supérieures à 10 mg/L. Le tritium était cependant non détectable dans certains des échantillons, ce qui indique que le nitrate naturellement présent dans l'environnement pourrait être en partie responsable des fortes concentrations enregistrées (Betcher 1997).

Le nitrate provenant des épandages d'engrais et de fumier est un important contaminant des eaux souterraines en Ontario et au Québec. L'analyse d'échantillons d'eau prélevés dans 1 212 puits agricoles à usage domestique a révélé que 12,8% de ces puits contenaient des concentrations de nitrate-N supérieures à 10 mg/L au cours de l'hiver 1991-92, comparativement à 14,3% au cours de l'été 1992 (Agriculture Canada 1993; Goss et al. 1998; Rudolph et al. 1998) (tableau 5.10). Même si la contamination par le nitrate révélée par les études menées en Ontario n'était pas attribuable à des pratiques d'utilisation des terres particulières, le niveau de contamination des puits à usage domestique et des sols sous-jacents aux champs avoisinants indique une contamination généralisée dans

L'aquifère d'Abbotsford

L'aquifère d'Abbotsford-Sumas est un aquifère sablo-graveleux non confiné qui s'étend au sud-ouest d'Abbotsford, dans le sud-ouest de la Colombie-Britannique et le nord-ouest de l'État de Washington. C'est le plus grand aquifère non confiné dans la vallée du bas Fraser, sa superficie atteignant environ 100 km^2 tant en Colombie-Britannique que dans l'État de Washington. Un mince horizon de sol formé dans des dépôts éoliens de texture moyenne recouvre la couche de sable et de gravier.

Les concentrations de nitrate sont élevées dans une vaste portion de l'aquifère (Liebscher et al. 1992; Carmichael et al. 1995; Zebarth et al. 1998). En utilisant une technique d'interpolation et en se fondant sur les concentrations de nitrate dans l'eau souterraine mesurées dans des piézomètres et des puits privés en février et août 1993, Wassenaar (1995) a estimé que les concentrations de nitrate-N pouvaient dépasser la limite de 10 mg/L dans 80% de l'aquifère.

Les terres sus-jacentes à l'aquifère sont utilisées essentiellement à des fins agricoles, principalement pour la culture intensive des framboises et la production de volaille. Le territoire urbain recouvre environ 20% de l'aquifère (Liebscher et al. 1992). Les résidants vivant hors des limites municipales utilisent des fosses septiques. En de nombreux endroits, le champ d'épandage souterrain des fosses septiques s'étend sous l'horizon de sol, dans la couche perméable de sable et de gravier.

L'exploitation agricole, en particulier l'élevage intensif de volaille, a été mentionnée comme l'un des principaux facteurs à l'origine de l'augmentation des concentrations de nitrate. Les producteurs de framboises appliquent régulièrement du fumier de volaille pour engraisser leurs champs et augmenter la teneur en matière organique du sol. À l'aide des isotopes $_{15}N$ et $_{18}O$, Wassenaar (1995) a montré que le fumier de volaille était la principale source de nitrate dans l'aquifère. L'épandage d'engrais ne semblait pas un facteur important dans la hausse des concentrations. De la même façon, Wassenaar (1995) a démontré que même s'il était impossible d'établir une distinction isotopique entre les déchets humains provenant des fosses septiques et les déchets animaux, la contribution des fosses septiques à la contamination de l'aquifère par le nitrate était inférieure à 10%, eû égard à la densité estimée de fosses septiques aménagées au-dessus de l'aquifère.

Zebarth et al. (1998) ont calculé un bilan azoté pour estimer la contribution de la production agricole à la contamination de l'aquifère par le nitrate. Le calcul du bilan des éléments nutritifs a montré que l'apport d'azote dans la rhizosphère avait excédé les pertes d'azote dans une proportion de 245 kg/ha en 1991. En supposant que l'on continue d'appliquer le même système de gestion des productions animales et des cultures sur une longue période et que les processus édaphiques de l'azote s'approchent du point d'équilibre, alors les pertes d'azote causées par le lessivage devraient s'approcher du surplus d'azote calculé. En moyenne, la région d'Abbotsford reçoit annuellement environ 1 500 mm de précipitations. Environ 70% des précipitations tombent entre octobre et mars, à l'époque de l'année où l'élimination de l'azote par les plantes est faible. Comme l'alimentation de l'aquifère s'effectue principalement par infiltration des précipitations, la principale cause des fortes concentrations de nitrate observées dans l'aquifère est vraisemblablement le lessivage du surplus d'azote à partir des terres agricoles sus-jacentes.

Gary Grove
Environnement Canada

l'aquifère. La principale source de nitrate semble être non pas la contamination ponctuelle par les étables et les fosses septiques, mais plutôt l'épandage d'engrais et de fumier sur le champs.

Au Québec, la contamination de l'eau souterraine par le nitrate présente un problème particulier dans les régions de culture intensive de la pomme de terre. Parmi les 70 puits échantillonnés entre 1990 et 1991 dans des régions productrices de pomme de terre de Portneuf, 29 (41,4%) présentaient des concentrations moyennes de nitrate-N supérieures à 10 mg/L (Paradis et al. 1991). Dans le cadre d'une étude comparable menée dans des régions productrices de pomme de terre du Québec, 21 (63,6%) des 33 puits à usage domestique analysés présentaient de telles concentrations (Giroux

L'aquifère d'Abbotsford

L'aquifère d'Abbotsford-Sumas est un aquifère sablo-graveleux non confiné qui s'étend au sud-ouest d'Abbotsford, dans le sud-ouest de la Colombie-Britannique et le nord-ouest de l'État de Washington. C'est le plus grand aquifère non confiné dans la vallée du bas Fraser, sa superficie atteignant environ 100 km^2 tant en Colombie-Britannique que dans l'État de Washington. Un mince horizon de sol formé dans des dépôts éoliens de texture moyenne recouvre la couche de sable et de gravier.

Les concentrations de nitrate sont élevées dans une vaste portion de l'aquifère (Liebscher et al. 1992; Carmichael et al. 1995; Zebarth et al. 1998). En utilisant une technique d'interpolation et en se fondant sur les concentrations de nitrate dans l'eau souterraine mesurées dans des piézomètres et des puits privés en février et août 1993, Wassenaar (1995) a estimé que les concentrations de nitrate-N pouvaient dépasser la limite de 10 mg/L dans 80% de l'aquifère.

Les terres sus-jacentes à l'aquifère sont utilisées essentiellement à des fins agricoles, principalement pour la culture intensive des framboises et la production de volaille. Le territoire urbain recouvre environ 20% de l'aquifère (Liebscher et al. 1992). Les résidants vivant hors des limites municipales utilisent des fosses septiques. En de nombreux endroits, le champ d'épandage souterrain des fosses septiques s'étend sous l'horizon de sol, dans la couche perméable de sable et de gravier.

L'exploitation agricole, en particulier l'élevage intensif de volaille, a été mentionnée comme l'un des principaux facteurs à l'origine de l'augmentation des concentrations de nitrate. Les producteurs de framboises appliquent régulièrement du fumier de volaille pour engraisser leurs champs et augmenter la teneur en matière organique du sol. À l'aide des isotopes $_{15}N$ et $_{18}O$, Wassenaar (1995) a montré que le fumier de volaille était la principale source de nitrate dans l'aquifère. L'épandage d'engrais ne semblait pas un facteur important dans la hausse des concentrations. De la même façon, Wassenaar (1995) a démontré que même s'il était impossible d'établir une distinction isotopique entre les déchets humains provenant des fosses septiques et les déchets animaux, la contribution des fosses septiques à la contamination de l'aquifère par le nitrate était inférieure à 10%, eû égard à la densité estimée de fosses septiques aménagées au-dessus de l'aquifère.

Zebarth et al. (1998) ont calculé un bilan azoté pour estimer la contribution de la production agricole à la contamination de l'aquifère par le nitrate. Le calcul du bilan des éléments nutritifs a montré que l'apport d'azote dans la rhizosphère avait excédé les pertes d'azote dans une proportion de 245 kg/ha en 1991. En supposant que l'on continue d'appliquer le même système de gestion des productions animales et des cultures sur une longue période et que les processus édaphiques de l'azote s'approchent du point d'équilibre, alors les pertes d'azote causées par le lessivage devraient s'approcher du surplus d'azote calculé. En moyenne, la région d'Abbotsford reçoit annuellement environ 1 500 mm de précipitations. Environ 70% des précipitations tombent entre octobre et mars, à l'époque de l'année où l'élimination de l'azote par les plantes est faible. Comme l'alimentation de l'aquifère s'effectue principalement par infiltration des précipitations, la principale cause des fortes concentrations de nitrate observées dans l'aquifère est vraisemblablement le lessivage du surplus d'azote à partir des terres agricoles sus-jacentes.

Gary Grove
Environnement Canada

l'aquifère. La principale source de nitrate semble être non pas la contamination ponctuelle par les étables et les fosses septiques, mais plutôt l'épandage d'engrais et de fumier sur le champs.

Au Québec, la contamination de l'eau souterraine par le nitrate présente un problème particulier dans les régions de culture intensive de la pomme de terre. Parmi les 70 puits échantillonnés entre 1990 et 1991 dans des régions productrices de pomme de terre de Portneuf, 29 (41,4%) présentaient des concentrations moyennes de nitrate-N supérieures à 10 mg/L (Paradis et al. 1991). Dans le cadre d'une étude comparable menée dans des régions productrices de pomme de terre du Québec, 21 (63,6%) des 33 puits à usage domestique analysés présentaient de telles concentrations (Giroux

1995). Des analyses effectuées dans d'autres régions agricoles et non agricoles ont montré que seulement trois des 150 puits examinés en Montérégie et quatre des 87 puis examinés dans l'île d'Orléans, à l'est de Québec, présentaient des concentrations de nitrate-N supérieures à la valeur recommandée pour l'eau potable (Gaudreau et Mercier 1997; Chartrand et al. 1999).

Dans les provinces atlantiques, la contamination de l'eau souterraine s'observe principalement dans les régions où l'on pratique la culture intensive du maïs et de la pomme de terre. Le lessivage du nitrate peut présenter un problème grave, quoique les concentrations semblent stables. Des évaluations de la qualité de l'eau des puits effectuées au milieu des années 1980 dans des régions agricoles de la vallée de la rivière Saint-Jean ont indiqué que le pourcentage des puits contaminés pouvait atteindre 26.2%, selon la période de l'année durant laquelle l'échantillonnage était réalisé (tableau 5.10). Aucun lien n'a été établi entre la contamination par le nitrate et la distance à partir des champs où les engrais avaient été utilisés, ce qui donne à croire que la contamination de l'eau souterraine était un problème généralisé. La présence de nitrate semblait étroitement liée à l'activité agricole, les concentrations de nitrate dans l'eau souterraine augmentant durant la saison de croissance, en particulier à la suite de précipitations importantes. Des lacunes dans la construction des puits pourraient également avoir contribué au problème de contamination (Ecobichon et al. 1996). En Nouvelle-Écosse, les concentrations de nitrate-N dépassaient 10 mg/L dans 13% des 237 puits échantillonnés dans le comté de Kings, région agricole très productive située à l'extrémité est de la vallée d'Annapolis. La contamination ponctuelle due à des lacunes dans la construction ou l'entretien des puits était le principal facteur responsable de la contamination (Briggins et Moerman 1995). Dans l'Île-du-Prince-Édouard, 1,5% des 2 216 puits d'eau potable présentaient des concentrations de nitrate-N supérieures à 10 mg/L (Somers 1998). En 1997, une analyse a révélé que 44% des échantillons d'eau provenant de 146 fermes laitières présentaient des concentrations de nitrate-N supérieures à 10 mg/L (VanLeeuwen 1998). Un suivi mensuel de 54 puits entre 1988 et 1991 a montré qu'en moyenne, les concentrations naturelles de nitrate dans les « sites non contaminés » étaient trois fois plus faibles que la valeur moyenne calculée pour l'ensemble de la population échantillonnée et quatre fois plus faibles que la concentration moyenne enregistrée dans les puits situés dans des régions agricoles. De fortes concentrations de nitrate ont également été enregistrées dans des sous-divisions possédant des fosses septiques (Somers 1998).

Les données sur les fluctuations à long terme au Canada des concentrations de nitrate dans l'eau souterraine sont fragmentaires. Une étude sur l'âge de l'eau souterraine et la distribution du nitrate dans l'aquifère glaciaire alimentant les villes de Kitchener et de Waterloo a révélé que les concentrations de nitrate ont augmenté après les années 1960, c'est-à-dire après que les applications d'engrais se soient généralisées et que le maïs soit devenu une des principales cultures dans le sud de l'Ontario (Johnston et al. 1998). À l'Île-du-Prince-Édouard, dans le cadre d'une étude de la qualité de l'eau souterraine de 179 sites qui s'est échelonnée sur une période de 4 à 25 ans, les concentrations de nitrate ont augmenté dans 33 sites (18%), mais diminué dans 26.2 autres sites (12%). Aucune tendance dans un sens ou dans l'autre n'a été relevée dans les 124 autres sites. Ces résultats donnent à croire que les concentrations de nitrate peuvent se stabiliser pour certains types et certaines durées d'utilisation des terres (Somers 1998). Au Québec, une expérience similaire a indiqué que des améliorations peu dispendieuses aux pratiques de gestion pouvaient aider à réduire les concentrations de nitrate, même si celles-ci peuvent demeurer supérieures à la limite recommandée pour l'eau potable si l'utilisation des terres posant problème n'est pas abandonnée ou si des pratiques de gestion plus coûteuses ne sont pas adoptées.

Le danger que présente pour la santé humaine la présence de concentrations excessives de nitrate dans l'eau souterraine a été reconnu pour la première fois lorsqu'un cas de méthémoglobinémie chez un nourrisson a été associé en Iowa à la présence de fortes concentrations de nitrate dans l'eau d'un puits (Comly 1945). D'autres cas ont par la suite été signalés au Canada en Saskatchewan (Goluboff 1948; Robertson et Riddell 1949), au Manitoba et en Ontario (Medovy et al. 1947). À l'échelle mondiale, environ 200 cas de méthémoglobinémie ont été diagnostiqués chez des nourrissons entre 1945 et 1970 (Shuval et Gruener 1972). Malgré le fait que l'eau souterraine utilisée comme source d'eau potable soit par endroits fortement contaminée par le nitrate, très peu de décès causés par la méthémoglobinémie ont été signalés au Canada (A. Huegenholtz, Santé Canada, comm. pers.). Trois facteurs expliquent pourquoi les effets toxiques des fortes concentrations de nitrate se manifestent rarement: 1) les normes de qualité de l'eau potable comportent une marge de sécurité; 2) seul un faible segment de la population humaine (c.-à-d. les nourrissons de moins de trois mois) est très sensible aux effets toxiques du nitrate; 3) les méthodes d'analyse courantes permettent de détecter et de prévenir les problèmes. Au Canada, les ménages qui puisent leur eau potable d'une source d'eau souterraine sont avisés d'utiliser de l'eau embouteillée pour leurs nourrissons et jeunes enfants.

Bien que l'intoxication du bétail par le nitrate présent dans l'eau de puits soit un problème peu fréquent, quelques cas ont été signalés en Saskatchewan (Campbell et al. 1954). Il convient toutefois de noter que les réactions sublétales réduisant le rendement et compromettant l'état de santé général des animaux exposés ne sont pas toujours décelées. En cas de contamination grave de l'eau souterraine (concentrations de nitrate-N dépassent la limite de 100 mg/L d'eau potable établie pour le bétail), l'abreuvement du bétail peut être compromis dans les régions rurales. Le remplacement de la source d'approvisionnement en eau souterraine contaminée peut se révéler un processus fort dispendieux.

5.3 Effets toxiques indirects

Prolifération d'algues toxiques

Outre les effets directs de l'azote sur la santé des humains, les éléments nutritifs, en particulier l'azote, peuvent stimuler la croissance d'espèces phytoplanctoniques toxiques vivant en eaux douces ou côtières. Si l'ajout d'éléments nutritifs favorise la multiplication de tous les organismes phytoplanctoniques, qu'ils soient toxiques ou non, ce sont habituellement les cas de prolifération impliquant des espèces toxiques qui sont signalés et qui retiennent le plus l'attention des médias. La consommation d'algues produisant des toxines ou d'organismes accumulant ces toxines (p. ex. les coquillages) peut menacer la santé des animaux terrestres, dont les humains. Les apports d'éléments nutritifs dans les eaux intérieures et les eaux côtières ont considérablement augmenté au cours des dernières décennies, modifiant les rythmes de croissance des organismes phytoplanctoniques et les relations de dominance entre les espèces (Carmichael et al. 1985; GESAMP 1990; Schramm et Nienhuis 1996; Heinze 1999). Bien que les apports terrestres d'azote (p. ex. par transport dans les eaux de ruissellement et les cours d'eau) soient les sources d'azote les plus évidentes dans les océans, les retombées atmosphériques constituent une source de plus en plus importante d'azote dans l'Atlantique Nord, où elles ont été mises en cause dans l'augmentation apparente de la fréquence des proliférations d'algues nocives (Paerl et Whitall 1999).

Dans les océans, les espèces d'algues toxiques les plus communes appartiennent à la famille des dinoflagellés. Lorsqu'elles sont très abondantes, certaines de ces espèces peuvent donner à l'eau une

coloration rouge. Ce phénomène est appelé « marée rouge ». Certains dinoflagellés produisent des toxines qui s'accumulent dans les coquillages. Les coquillages sont peu incommodés par ces toxines, mais la quantité de toxine accumulée par une seule mye est suffisante pour tuer une personne (Anderson 1994). Au Canada, la première « marée rouge » ayant causé des cas d'intoxication par les mollusques s'est produite en avril 1933, à Nanaimo, en Colombie-Britannique (Clemens 1935). Toutefois, aucun lien n'a été établi dans ce cas précis entre l'apport d'éléments nutritifs et les effets toxiques provoqués par les mollusques. De la même façon, Prakash et Taylor (1966) ont fait état d'une série de décès provoqués par l'ingestion de coques contaminées provenant du détroit de Georgia, en Colombie-Britannique, en juin 1965. C'est la présence de fortes concentrations de vitamine B_{12} dans un bras de mer qui aurait stimulé la prolifération de l'algue toxygène *Gonyaulax acatenalla*. Malgré le fait qu'aucun lien n'ait alors été établi entre la présence de fortes concentrations d'éléments nutritifs et les proliférations d'algues, il a depuis été démontré qu'une augmentation des concentrations d'éléments nutritifs peut influer sur l'ampleur et l'étendue d'une prolifération, voire sur la présence d'une espèce d'algue en particulier (GESAMP 1990; Schramm et Nienhuis 1996) [voir l'étude de cas sur les moules contaminées].

Préoccupé par le risque de contamination des mollusques par les algues et d'autres sources, le gouvernement fédéral a mis sur pied le Programme canadien de contrôle de la salubrité des mollusques et le Programme de la salubrité des eaux coquillières. Ces programmes visent en faire en sorte que les zones de production de tous les mollusques bivalves (p. ex., palourdes, moules, huîtres, pétoncles entières et pétoncles avec corail et autres mollusques bivalves) satisfassent aux critères fédéraux de qualité de l'eau, que les sources de contamination de ces secteurs soient déterminées et que tous les mollusques mis sur le marché soient récoltés, transportés et traités conformément aux normes établies. Des analyses sont effectuées régulièrement afin de garantir que les mollusques sont exempts des toxines phytoplanctoniques pouvant présenter une menace grave pour la santé humaine (Todd 1990; A. Menon, ministère de l'Environnement, comm. pers).

En eau douce, la majorité des algues capables de présenter des problèmes de toxicité en cas de prolifération appartiennent à la famille des cyanobactéries (ou algues bleues). Sous les conditions climatiques tempérées canadiennes, ces proliférations se produisent généralement à la fin de l'été ou au début de l'automne. Bien que les causes de ces proliférations demeurent en partie nébuleuses, il est établi que certaines conditions, en particulier la présence de fortes concentrations de nitrate, d'ammoniac et/ou de phosphate, un faible rayonnement, des températures variant entre 15 et 30 °C et un pH variant entre 6 et 9 ou plus peuvent favoriser la survenue de telles proliférations (Skulberg et al. 1984; Reesom et al. 1994). Les proliférations se forment habituellement lorsque la couche d'eau superficielle, chaude, stratifiée et pauvre en azote, subit un enrichissement en phosphate (Granéli et al. 1990; Nascimento et Azevedo 1999). Comme de nombreuses espèces de cyanobactéries sont capables de fixer l'azote gazeux atmosphérique dans leurs cellules, elles parviennent souvent à supplanter les autres algues dans les eaux pauvres en azote et deviennent le taxon dominant.

Toutes les cyanobactéries ne sont pas sont nécessairement capables de former des proliférations et de produire des toxines (Carmichael 1994; Santé Canada 1998a). En outre, même les espèces de cyanobactéries qui peuvent produire des toxines ne le font pas toujours. Les mécanismes modulant la production de toxines sont mal compris, et bon nombre des facteurs qui interviennent dans le déclenchement des proliférations de cyanobactéries (p. ex. concentrations d'éléments nutritifs, température de l'eau, lumière, vent, etc.) semblent également jouer un rôle important dans la

En novembre et décembre 1987, 105 personnes sont victimes d'une intoxication aiguë et trois autres meurent après avoir consommé des moules bleues contaminées (*Mytilus edulis* L.) provenant de l'Île-du-Prince-Édouard (Bates et al. 1989). Bien que les autorités canadiennes soient habituées depuis des décennies de traiter avec des cas d'intoxication par les mollusques (p. ex. Clemens 1935), les symptômes sont inusités et inquiétants. En plus de souffrir de crampes abdominales, de vomissements et de diarrhée et de montrer des signes de désorientation, certains patients présentent une perte permanente de la mémoire à court terme (Anderson 1994). Eû égard à ce dernier symptôme, ce nouveau type d'intoxication par les mollusques est qualifié d'amnestique.

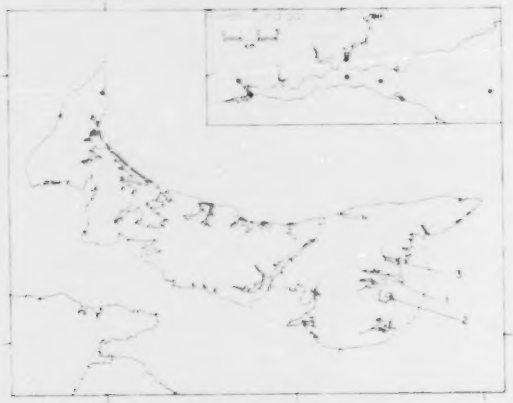


Figure 5.2. Endroits où de fortes concentrations de l'algue *Nitszchia pungens* et d'acide domoïque ont été observées en 1987 dans l'Île-du-Prince-Édouard: (1) rivière Cardigan; (2) rivière St. Marys; (3) Rivière Boughten. Adapté de Bates et al. (1988).

À l'Île-du-Prince-Édouard, la culture des moules se pratique à l'échelle commerciale depuis 1975 dans de petits estuaires riverains protégés où la salinité varie entre 23 et 29 parties par millier et la température de l'eau, entre –2°C en janvier et 23°C à la fin de l'été (Todd 1990). L'origine de la flambée de cas d'intoxication par les mollusques de 1987 a été retracée jusqu'à la rivière Cardigan, dans la portion est de la province (Environnement Canada et le ministère de l'Environnement de l'Î.-P.-É. 1990; figure 5.2). L'agriculture est l'un des piliers de l'économie de la province, en particulier dans le bassin de la rivière Cardigan. Les principales activités agricoles sont centrées sur l'élevage du bétail (vaches laitières et bovins de boucherie, porcs et renards) et la culture du tabac, des céréales, de la pomme de terre et de fourrage pour le bétail. Une exploitation aquicole est établie sur la rivière Seal, un tributaire de la rivière Cardigan, et deux pisciculture mènent à bien leurs activités dans le bassin hydrographique (Environnement Canada et ministère de l'Environnement de l'Î.-P.-É. 1990).

Dans toute flambée de cas d'intoxication alimentaire, il est souvent difficile d'établir un lien entre l'aliment en cause et sa source. À la mi-décembre 1987, il est établi que l'acide domoïque est à l'origine des cas d'intoxication (Wright et al. 1989). On démontre également que seules les moules provenant de la région de la baie Cardigan contiennent des concentrations mesurables d'acide domoïque (Bates et al. 1991). Aucune trace d'acide domoïque n'est décelée dans les moules récoltés durant l'été et l'automne 1987. En revanche, des quantités appréciables sont trouvées dans les moules récoltées dans le secteur contaminé entre le milieu et la fin d'octobre 1987, et les concentrations atteignent un sommet en novembre et décembre 1987 (Bates et al. 1988; 1991; figure 5.3). On estime à 6 kg la quantité totale d'acide domoïque accumulée dans l'ensemble des moules cultivées dans le secteur contaminé durant l'incident de 1987 (Wright et al. 1989). La seule cause plausible d'une contamination de cette envergure est l'importante prolifération de phytoplancton dominée par la diatomée pennée *Nitszchia pungens* (Bates et al. 1988, 1991; figure 5.3). À la mi-décembre, au moment du premier relevé, la prolifération s'étend sur une distance de 10 km vers la mer à partir de l'embouchure de la rivière Cardigan.

La contamination des moules conclus

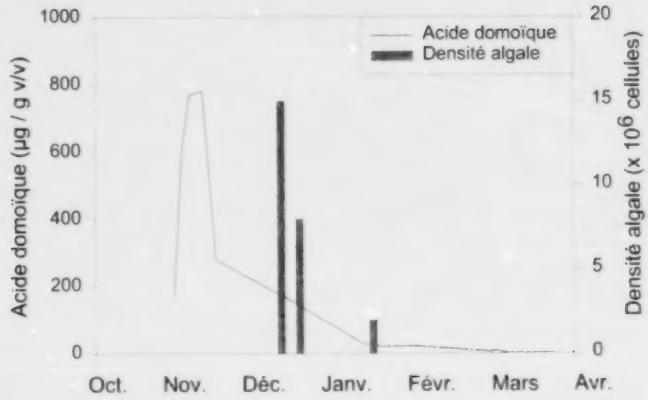


Figure 5.3. Concentration d'acide domoïque dans les tissus des moules bleues (*Mytilus edulis* L.) de la baie Cardigan (Î.-P.-É.) et densité de la diatomée pennée *Nitszchia pungens* durant l'incident de contamination des moules en 1987. Adapté de Bates et al. 1989.

On connaît encore mal les facteurs qui influent sur la production d'acide domoïque par le *N. pungens*. En culture, cette diatomée peut produire et libérer de l'acide domoïque, mais seulement si le milieu de culture contient de l'azote (Bates et al. 1991). Ultérieurement, un lien a été établi entre l'abondance du *N. pungens* et les concentrations de nitrate dans la rivière Cardigan (Smith et al. 1990). Aucune prolifération du *N. pungens* n'a été observée en l'absence d'azote dans la colonne d'eau. Toutefois, en présence de concentrations d'azote supérieures à 1,1 µg/L, le *N. pungens* se remettait à proliférer. Les mécanismes à l'origine des hausses périodiques des concentrations de nitrate dans la rivière Cardigan étaient cependant plus difficiles à cerner. La pluie et/ou la vitesse du vent semblent avoir joué un rôle dans ce processus (Smith et al. 1990), et l'on croit que le nitrate aurait été entraîné par ruissellement après un orage à partir des terres agricoles du bassin de la rivière Cardigan. La libération du nitrate contenu dans les sédiments du fond résultant de la remise en suspension de ces sédiments par les forts vents ou le brassage des eaux riches en éléments nutritifs ont également été donnés comme explication. Toutefois, les sédiments du fond sont une source improbable de nitrates et, pour ce qui est de l'hypothèse du brassage, aucun lien n'a été établi entre la direction du vent et la séquence des hausses des concentrations de nitrate, et aucune intrusion d'eau froide provenant du fond n'a été observée. La persistance de conditions chaudes et sèches durant une bonne partie de l'été, la présence d'un temps humide mais ensoleillé en automne et le ruissellement d'eaux chargées de nitrate durant cette période semblent donc à l'origine de la prolifération massive du *N. pungens* (J. Wright, ME, comm. pers).

Cette flambée de cas d'intoxication par les mollusques était une première au Canada, car aucun cas d'intoxication humaine due à l'ingestion d'acide domoïque n'y avait jamais été signalé auparavant. Tout mollusque contenant plus de 20 µg d'acide domoïque/g de chair de mollusque est considéré comme impropre à la consommation humaine (Hallegraeff 1993). L'incident de 1987 a porté un dur coup à l'industrie de la culture des mollusques de l'Î.-P.-É. Le programme de surveillance mis sur pied par le ministère des Pêches et des Océans et le ministère de l'Environnement constitue cependant un dispositif d'alerte rapide qui protège depuis 1988 l'industrie et les consommateurs de coquillages contre les proliférations d'algues toxiques.

Elizabeth Roberts et Christian Gagnon
Environnement Canada

production de toxines (Carmichael 1986; Wicks et Theil 1990; Kotak et al. 1993a; Chorus et Bartram 1999). Une fois qu'une prolifération se produit, sa toxicité peut fluctuer dans le temps même si les conditions environnementales demeurent stables. Dans certains cas, l'écume chargée de cyanobactéries peut demeurer toxique même une fois qu'elle s'est asséchée sur le rivage.

La contamination des moules conclus

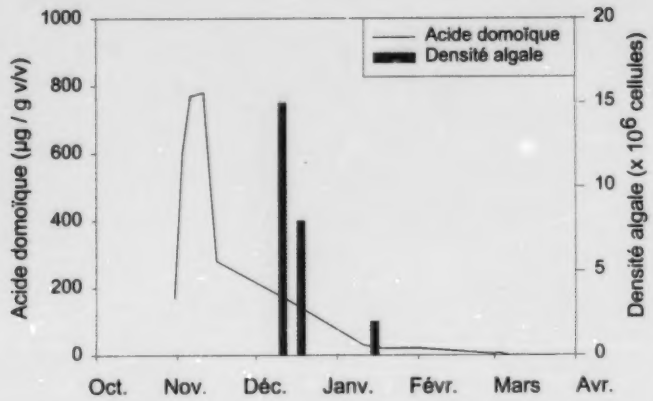


Figure 5.3. Concentration d'acide domoïque dans les tissus des moules bleues (*Mytilus edulis* L.) de la baie Cardigan (Î.-P.-É.) et densité de la diatomée pennée *Nitszchia pungens* durant l'incident de contamination des moules en 1987. Adapté de Bates et al. 1989.

On connaît encore mal les facteurs qui influent sur la production d'acide domoïque par le *N. pungens*. En culture, cette diatomée peut produire et libérer de l'acide domoïque, mais seulement si le milieu de culture contient de l'azote (Bates et al. 1991). Ultérieurement, un lien a été établi entre l'abondance du *N. pungens* et les concentrations de nitrate dans la rivière Cardigan (Smith et al. 1990). Aucune prolifération du *N. pungens* n'a été observée en l'absence d'azote dans la colonne d'eau. Toutefois, en présence de concentrations d'azote supérieures à 1,1 µg/L, le *N. pungens* se remettait à proliférer. Les mécanismes à l'origine des hausses périodiques des concentrations de nitrate dans la rivière Cardigan étaient cependant plus difficiles à cerner. La pluie et/ou la vitesse du vent semblent avoir joué un rôle dans ce processus (Smith et al. 1990), et l'on croit que le nitrate aurait été entraîné par ruissellement après un orage à partir des terres agricoles du bassin de la rivière Cardigan. La libération du nitrate contenu dans les sédiments du fond résultant de la remise en suspension de ces sédiments par les forts vents ou le brassage des eaux riches en éléments nutritifs ont également été donnés comme explication. Toutefois, les sédiments du fond sont une source improbable de nitrates et, pour ce qui est de l'hypothèse du brassage, aucun lien n'a été établi entre la direction du vent et la séquence des hausses des concentrations de nitrate, et aucune intrusion d'eau froide provenant du fond n'a été observée. La persistance de conditions chaudes et sèches durant une bonne partie de l'été, la présence d'un temps humide mais ensoleillé en automne et le ruissellement d'eaux chargées de nitrate durant cette période semblent donc à l'origine de la prolifération massive du *N. pungens* (J. Wright, ME, comm. pers).

Cette flambée de cas d'intoxication par les mollusques était une première au Canada, car aucun cas d'intoxication humaine due à l'ingestion d'acide domoïque n'y avait jamais été signalé auparavant. Tout mollusque contenant plus de 20 µg d'acide domoïque/g de chair de mollusque est considéré comme impropre à la consommation humaine (Hallegraeff 1993). L'incident de 1987 a porté un dur coup à l'industrie de la culture des mollusques de l'Î.-P.-É. Le programme de surveillance mis sur pied par le ministère des Pêches et des Océans et le ministère de l'Environnement constitue cependant un dispositif d'alerte rapide qui protège depuis 1988 l'industrie et les consommateurs de coquillages contre les proliférations d'algues toxiques.

Elizabeth Roberts et Christian Gagnon
Environnement Canada

production de toxines (Carmichael 1986; Wicks et Theil 1990; Kotak et al. 1993a; Chorus et Bartram 1999). Une fois qu'une prolifération se produit, sa toxicité peut fluctuer dans le temps même si les conditions environnementales demeurent stables. Dans certains cas, l'écume chargée de cyanobactéries peut demeurer toxique même une fois qu'elle s'est asséchée sur le rivage.

Les toxines cyanobactériennes ont des propriétés soit neurotoxiques (action s'exerçant sur le système nerveux) ou hépatotoxiques (action s'exerçant sur le foie) (Kotak et al. 1993b). Ces toxines sont libérées par les algues lorsque les cellules vieillissent et se rompent (Carmichael 1994). Les signes cliniques d'une intoxication cyanobactérienne incluent un désordre nerveux, une démarche chancelante, des tremblements et des douleurs abdominales intenses (Chorus et Bartram 1999). L'ingestion d'eau contenant des neurotoxines cyanobactériennes peut entraîner la mort de l'animal exposé en l'espace de cinq minutes. La mort est provoquée par un arrêt respiratoire résultant d'un bloc neuro-musculaire (Carmichael et al. 1975) ou de l'inhibition de l'activité de la cholinestérase (Cook et al. 1989) (tableau 5.11). Deux genres de cyanobactéries, à savoir *Anabaena* et *Aphanizomenon*, sont responsables de la majorité des cas d'intoxication due à des neurotoxines. Comparativement aux neurotoxines, les hépatotoxines cyanobactériennes sont très stables; la mort est causée par la destruction du foie et, en bout de ligne, par un choc hémorragique (Kotak et al. 1993a, b) (tableau 5.11). Les hépatotoxines sont responsables d'un plus grand nombre d'intoxications animales, tant au Canada qu'à l'échelle mondiale (Kotak et al. 1995). Les hépatotoxines les plus communes sont les microcystines. Ces toxines sont produites par de nombreuses espèces de cyanobactéries dont *Microcystis*, espèce chez qui ces toxines ont été isolées pour la première fois.

Les toxines cyanobactériennes peuvent entraîner des symptômes de morbidité ou causer la mort de presque tout mammifère, oiseau ou poisson qui ingère une quantité suffisante de cellules toxiques ou de toxines extracellulaires (Grant et Hughes 1953; Ingram et Prescott 1954; Gorham 1964; Schwimmer et Schwimmer 1968; Carmichael et al. 1985; Codd et al. 1992; Carmichael 1994). La quantité d'eau contaminée par des cyanobactéries requise pour tuer un animal dépend de divers facteurs comme le type et la quantité de toxine produite par les cellules et la concentration des cellules, de même que l'espèce, la taille, le sexe et l'âge de l'animal (Carmichael 1994; Chorus et Bartram 1999). À l'échelle mondiale, un seul décès humain confirmé a été attribué à l'ingestion de toxines cyanobactériennes (Jochimsen et al. 1998). En 1996, au Brésil, parmi 124 patients dialysés avec de l'eau contenant des toxines cyanobactériennes (microcystines), 101 ont développé des lésions hépatiques aiguës, et cinquante sont morts. Si le nombre de décès causés par des toxines cyanobactériennes est si faible chez les humains, ce n'est pas parce que nous sommes plus résistants aux toxines, mais plutôt parce que nous hésitons à boire de l'eau montrant une écume algale (Santé Canada 1998b). Des intoxications graves ont toutefois été signalées chez des personnes qui avaient ingéré accidentellement des cellules toxiques et de l'eau alors qu'elles s'adonnaient à des activités de loisirs (Kotak et al. 1993b; Lambert et al. 1994; Santé Canada 1998b). Les toxines cyanobactériennes peuvent également provoquer des gastro-entérites et des irritations de contact chez les usagers (Billings 1981). La consommation totale à vie d'eau contenant de faibles concentrations de toxines cyanobactériennes peut également prédisposer au cancer (Falconer et al. 1983; Carmichael 1989; Falconer et Buckley 1989; Falconer 1991; Carmichael 1994). Des recherches visant à élucider ce lien sont en cours.

La présence de cyanobactéries toxiques a été décelée dans des lacs de l'Alberta, de la Saskatchewan, du Manitoba et de l'Ontario (Gorham 1964; Carmichael et al. 1985; CCMRE 1987). En Saskatchewan, plusieurs veaux auraient été intoxiqués par des algues (*Anabaena*) en 1965 après avoir bu de l'eau d'un lac, de même que plus d'une vingtaine de chiens entre 1960 et 1970 (Carmichael et Gorham 1978; Mahmood et Carmichael 1987). En juin 1962, en Alberta, des chevaux et des vaches ont été intoxiqués après avoir ingéré des algues toxiques (Gorham 1964). Au Manitoba, la mort d'animaux

Tableau 5.11. Effets aigus et chroniques des toxines cyanobactériennes sur divers organismes terrestres (IP = administration par injection intrapéritonéale; Orale = administration par voie orale; DU = dose unique; DL_{50} = dose de toxines entraînant la mort de 50% des organismes exposés; CE = concentration efficace; CSEO = concentration sans effet observé; DLM_{100} = dose létale minimale).

Organisme	Résultat	Concentration (mg/kg)	Durée d'exposition	Commentaires	Référence
***Microcystis aeruginosa* – isolat toxique-UV-006**					
Souris	DL_{50}	32 570	DU	pH= 6,5; IP	Eloff et Van Der Westhuizen 1981
Souris	DL_{50}	51 470	DU	pH= 8,0; IP	Eloff et Van Der Westhuizen 1981
Souris	DL_{50}	36 200	DU	pH= 10,5; IP	Eloff et Van Der Westhuizen 1981
***Microcystis aeruginosa* - extrait d'une toxine indéterminée**					
Souris	DLM_{100}	40 000	60 min.	IP	Østensvik et Skulberg 1981
Souris	DL_{50}	9 100	--	IP	Falconer 1991
Souris	DL_{50}	28 500	24 h	IP	Falconer et al. 1994
Souris	DL_{50}	1 700	--	IP	Falconer et al. 1988
Souris	DL_{50}	9 000	23 j	IP	Falconer et al. 1988
Souris	DL_{50}	560 000	23 j	Orale	Falconer et al. 1988
Souris	DL_{50}	656 000	--	Orale	Falconer 1991
Souris	DL_{50}	2,6g/kg/j	21 j	Orale	Falconer et al. 1994
Porc	Épreuves fonctionnelles hépatiques	796,0 et 1 312,0 µg de toxine/kg/j	71 j	Orale	Falconer et al. 1994
Rat	DLM_{100}	40 000,0	3-4 h	IP	Østensvik et Skulberg 1981
***Microcystis aeruginosa* - hépatotoxine- peptide toxique**					
Souris	DL_{50}	56,0	DU	IP	Runnegar et Falconer 1981
***Microcystis aeruginosa* – microcystine-LR**					
Amphibiens (Axolotl; triton ponctué; grenouille des marais)	CSEO (survie); alimentation; poids; développement des membres.	5 et 50 µg/L	DU	Orale à des larves	Oberemm et al. 1999
Poissons (danio zébré; truite arc-en-ciel; cyprin)	Taux de survie; synchronisation de l'éclosion; vitesse de croissance; longueur du corps.	50 µg/L	DU	Orale à des embryons. Aucun effet toxique aigu.	Oberemm et al. 1999
Souris	Mortalité; poids corporel; perturbation de l'assimilation de la nourriture et de l'eau.	35 µg/souris	20 µg/L/j pendant 18 mois.	Orale. Aucun effet toxique chronique ni accumulation de toxine.	Ueno et al. 1999
Souris	DL_{50}	50,0	DU: 25, 50, ou 100 µg/kg de toxine	IP	Kotak et al. 1993a
Souris	DL_{50}	50,0	DU	IP	Carmichael 1988
Souris	DL_{50}	50,0	DU	IP	Stoner et al. 1989
Souris	DL_{50}	50,0	DU	IP	Fawell et al. 1994
Souris	DL_{50}	70,0-120,0	DU	IP	Carmichael 1988
Souris	DL_{50}	125,0	DU	IP	Brooks et Codd 1987
Souris	DL_{50}	67,0	DU: 33, 50, 75 ou 113 mg/kg de toxine	IP	Tsujl et al. 1984
Souris	DL_{50}	90,0	DU: 40, 60, 90, 135 ou 203 mg/kg de toxine	IP	Tsujl et al. 1994

Tableau 5.11. Effets aigus et chroniques des toxines cyanobactériennes sur divers organismes terrestres, conclus

Organisme	Résultat	Concentration (mg/kg)	Durée d'exposition	Commentaires	Référence
Souris	DL_{50}	5 000,0	DU	Orale	Fawell et al. 1994
Rat	Poids corporel; poids des organes.	50-150 µg/kg/j	28 j	Orale dans l'eau potable	Heinze 1999
***Anabaena flos-aquae* – extrait de toxines indéterminées**					
Souris	DL_{50}	26 000,0	DU	IP	Falconer 1991
Souris	DL_{50}	37,5	2 h	IP	Cook et al. 1989
***Anabaena flos-aquae* – anatoxine-a**					
Souris	DL_{50}	200	DU	IP	Carmichael 1988
Poisson	Fréquence cardiaque	400 µg/L	DU	Orale à des embryons. Effets temporaires, pas d'effet chronique.	Oberemm et al. 1999
Souris	DL_{50}	50	DU	IP	Carmichael 1988
***Aphanizomenon flos-aquae* – aphanatoxine**					
Souris	DL_{50}	10	DU	IP	Carmichael 1988

(1 cheval, 9 chiens) causée par l'ingestion d'algues a été mentionnée dès 1951 (McLeod et Bondar 1952). Des analyses plus récentes faisant appel à la protéine phosphatase pour détecter la présence de microcystines ont révélé qu'au cours de l'été 1998, seulement 28 de 279 échantillons d'eau non traités prélevés dans plusieurs provinces à partir de diverses sources d'eau de surface (lacs, rivières, étangs artificiels, etc.) contenaient ces toxines (0,3 µg/L à 14 µg/L) (Giddings 2000). En 1999, 27 échantillons parmi les 92 prélevés contenaient la toxine (0,3 µg/L à 9,4 µg/L). Les espèces d'algues le plus fréquemment identifiées dans le cadre de ces analyses appartenaient aux genres *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis* et *Phomidium*.

Les algues toxiques ont également provoqué l'intoxication directe de populations de sauvagine et contribué à l'apparition d'épidémies de botulisme aviaire (Ted Leighton, Centre canadien coopératif de la santé de la faune, comm. pers.). En Saskatchewan, des personnes se sont plaintes de crampes d'estomac, de vomissements, de diarrhée, de fièvre, de maux de tête, de douleurs musculaires et articulaires et de faiblesse après avoir bu de l'eau contaminée par des algues toxiques (Dillenberg et Dehenl 1960). Dans les Prairies canadiennes, les principales espèces d'algues lacustres incriminées dans l'intoxication d'animaux appartenaient aux genres *Microcystis*, *Anabaena* et *Aphanizomenon*. Les cyanobactéries toxigènes peuvent également causer des problèmes économiques à l'industrie aquicole en provoquant la mort de poissons (Gorham et Carmichael 1980; Skulberg et al. 1984).

À l'heure actuelle, l'Organisation mondiale de la santé propose une limite provisoire de 1 µg/L pour la microcystine-LR dans l'eau potable (OMS 1997b). Se fondant sur la toxicité de la microcystine-LR, Santé Canada recommande pour sa part une valeur limite de 1,5 µg/L pour l'ensemble des microcystines dans l'eau potable (Santé Canada 1998a). Cette valeur est plus élevée que les concentrations de toxines qui ont été décelées dans des échantillons d'eau non traités (<0,1- 1,0 µg/L) et traités (<0,1- 0,6 µg/L) prélevés au Manitoba en 1995 (Jones et al. 1998) et ailleurs au Canada (Santé Canada 1998a). Le Conseil canadien des ministres de l'Environnement recommande aux producteurs d'empêcher leur bétail de boire l'eau des lacs, étangs ou cours d'eau renfermant des quantités importantes de cyanobactéries (CCMRE 1987).

La meilleure façon d'éviter les problèmes associés aux proliférations cyanobactériennes est de prévenir la formation de telles proliférations. Bien qu'il n'existe aucune façon entièrement efficace d'y parvenir, on peut réduire le risque de formation de ces proliférations en limitant les apports d'éléments nutritifs dans les eaux de surface et, dans le cas des réservoirs, en favorisant un bon mélange de la colonne d'eau (Santé Canada 1998b). Des algicides à base de cuivre sont souvent utilisés pour traiter les sources d'approvisionnement en eau contaminées par des cyanobactéries toxiques (Edmonson 1969; Hodson et al. 1979). Toutefois, en mourant, les algues peuvent libérer leurs toxines dans l'eau (Carmichael 1994; Jones et Orr 1994). Des lésions causées par des hépatotoxines ont été observées chez des personnes qui avaient bu de l'eau immédiatement après le traitement de la source d'approvisionnement en eau potable à l'aide d'un algicide à base de sulfate de cuivre (Bourke et al. 1983).

Trihalométhanes

Les sous-produits de la chloration sont les substances chimiques qui se forment lorsque le chlore utilisé pour détruire les microorganismes pathogènes entrent en réaction avec de la matière organique présente dans l'eau à l'état naturel, notamment des produits de décomposition de la végétation. Les charges d'éléments nutritifs peuvent influer sur la formation de sous-produits de la chloration, car l'apport de ces éléments stimule la production de matière organique, telles des algues et des plantes aquatiques, dans les réserves d'eau potable. Les sous-produits de la chloration qu'on retrouve le plus souvent dans ces réserves au Canada sont les trihalométhanes (THM) (Santé Canada 1993). Les principaux THM sont le chloroforme, le bromodichlorométhane, le chlorodibromométhane et le bromoforme. Parmi les autres sous-produits de la chloration moins répandus, on compte les acides haloacétiques et les haloacétonitriles.

La quantité de THM présente dans l'eau potable dépend de différents facteurs, dont la saison et la provenance de l'eau. Ainsi, les concentrations de THM sont généralement moindres en hiver vu que les concentrations de matière organique à l'état naturel sont moindres et qu'il faut moins de chlore pour désinfecter l'eau par temps froid. En outre, les concentrations de THM sont basses lorsque l'eau provient de puits ou de lacs de grande étendue, où les concentrations de matière organique sont généralement faibles. On observe la situation inverse — de fortes concentrations de matière organique et de THM — lorsque l'eau potable provient de cours d'eau ou d'autres sources d'eau de surface. La meilleure façon de prévenir la formation de THM consiste à éliminer la matière organique (le précurseur) de l'eau avant sa désinfection de façon qu'elle ne puisse réagir avec le chlore ou tout autre désinfectant et former des sous-produits.

On a décelé une hausse de l'incidence du cancer chez des animaux de laboratoire exposés à de très fortes concentrations de THM (Mills et al. 1998 passent en revue les risques pour la santé). En outre, les auteurs de plusieurs études de l'incidence du cancer dans des populations humaines ont révélé l'existence de liens entre l'exposition sur de longues périodes à de fortes concentrations de sous-produits de la chloration et l'accroissement du risque de développement de certains types de cancer. Par exemple, selon une étude menée récemment dans le bassin des Grands Lacs, le risque de cancer de la vésicule biliaire, voire du colon, est plus élevé chez les personnes qui ont bu de l'eau de surface chlorée pendant au moins 35 ans. De même, on a examiné récemment des relations possibles entre l'exposition à de fortes concentrations de THM et des effets négatifs sur la reproduction chez l'être humain. Lors d'une étude effectuée en Californie, on a décelé un risque supérieur d'avortement précoce spontané chez des femmes enceintes qui consommaient de grandes quantités

d'eau du robinet ayant une forte teneur en THM. Les études des effets sur la santé ne prouvent pas hors de tout doute qu'il existe un rapport entre l'exposition aux THM et l'incidence du cancer ou d'effets sur la reproduction, mais elles montrent la nécessité de pousser les recherches afin de confirmer leurs résultats et d'évaluer les effets possibles sur la santé des sous-produits de la chloration autres que les THM. Les données actuelles indiquent cependant que les avantages de la chloration de l'eau potable, à savoir la réduction de l'incidence de maladies d'origine hydrique, dépassent de beaucoup les risques pour la santé des effets des THM.

5.4 Conclusion

Les effets de l'augmentation des concentrations d'ammoniac, de nitrate, de dioxyde d'azote et de nitrite ont été étudiés à divers degrés chez un certain nombre d'organismes aquatiques et terrestres. Sous la forme d'ammoniac non ionisé, l'ammoniac est toxique pour les animaux aquatiques (poissons et invertébrés benthiques) et, dans la plupart des eaux de surface, les concentrations d'ammoniac total supérieures à environ 2 mg/L sont toxiques. Les plantes aquatiques sont également incommodées par les effets toxiques de l'ammoniac, quoiqu'elles semblent plus tolérantes que les animaux aquatiques. L'ammonium (NH_4^+) et l'ammoniac non ionisé (NH_3) dans l'atmosphère peuvent être toxiques pour les plantes terrestres, tandis que l'inhalation d'ammoniac non ionisé peut être nocive pour les humains. Contrairement à l'ammoniac, le nitrate est essentiellement non toxique pour les plantes aquatiques et terrestres. Toutefois, l'ingestion de plus de 10 mg/L de nitrate-N peut être létale pour les humains. À des concentrations supérieures à 1% de poids sec d'aliment pour le bétail, le nitrate-N peut causer la mort du bétail. Les oxydes d'azote dans l'atmosphère peuvent être toxiques pour les plantes terrestres. En comparaison, on connaît très peu de choses sur la toxicité du nitrite parce ce dernier s'oxyde rapidement en nitrate et, par conséquent, se rencontre rarement en fortes concentrations dans la nature. Même à fortes concentrations, le phosphore n'est pas toxique sous les formes où il se rencontre dans l'environnement.

Même si la toxicité de certaines formes d'azote est bien établie, les décès dus à des charges ponctuelles d'azote sont rares au Canada. Cette situation est due en partie à une série de restrictions qui obligent les autorités municipales et les industries à traiter et à diluer correctement leurs rejets d'eaux usées de manière à protéger les écosystèmes aquatiques et la santé des humains qui utilisent ces eaux. Les rejets de quantités excessives d'eaux usées industrielles ou domestiques sont généralement des incidents isolés causés par une défectuosité d'équipement ou, dans le cas des rejets d'eaux d'égout, par de fortes pluies ou une fonte des neiges subite qui dépassent la capacité de traitement des installations d'épuration. À l'encontre des apports ponctuels, les déversements de produits agricoles azotés (en particulier de fumier) sont fréquents et causent souvent des incidents de mortalité massive chez les poissons. En moyenne, quatre incidents de mortalité massive de poissons sont signalés chaque année dans le sud-ouest de l'Ontario, et l'on estime qu'un nombre encore plus élevé d'incidents ne sont jamais déclarés. Une meilleure gestion des produits agricoles renfermant des éléments nutritifs s'impose donc comme une nécessité.

Alors que les concentrations d'azote s'élèvent rarement suffisamment dans les eaux de surface pour être toxiques, les concentrations de nitrate dans l'eau souterraine dépassent dans de nombreuses régions du Canada la limite de 10 mg N/L établie pour l'eau potable. De nombreux décès ont pu être évités grâce à la mise en place de programmes d'éducation publique avisant les parents qui utilisent de l'eau souterraine comme source d'eau potable de se servir d'eau embouteillée pour mélanger les

préparations pour nourrisson. Les producteurs de bétail sont également informés de ne pas laisser leurs animaux brouter des plantes riches en nitrate, ces dernières pouvant avoir des effets létaux.

Les effets chroniques engendrés par l'exposition à de fortes concentrations d'ammoniac, de nitrate, de dioxyde d'azote et de nitrite sont moins bien documentés. Comme les symptômes de toxicité chronique de l'azote peuvent ressembler à ceux induits par d'autres changements environnementaux ou être occultés par ces changements, on ignore la gravité réelle des effets toxiques chroniques causés par l'azote dans l'environnement. Toutefois, des données récentes portent à croire que les concentrations d'azote dans les eaux de ruissellement et les eaux de surface du sud de l'Ontario sont suffisamment élevées pour causer des effets toxiques chroniques (et aigus) dus au nitrate chez les amphibiens. Il apparaît de plus en plus évident que la présence de concentrations toxiques de nitrate dans l'environnement est en partie responsable du déclin des amphibiens, notamment dans le sud de l'Ontario.

Outre les effets toxiques directs de certains composés azotés, l'ajout d'éléments nutritifs dans les plans d'eau douce et les eaux côtières stimule la croissance des algues, dont certaines espèces toxigènes. La consommation d'algues toxigènes (espèces dulcicoles) ou d'organismes accumulant les toxines produites par les algues (espèces côtières) peut présenter une menace pour la santé des animaux terrestres, dont les humains. Au Canada, les proliférations d'algues toxiques sont plus fréquentes dans les lacs et les étangs des Prairies. Chaque année, ces proliférations causent la mort d'animaux de ferme et d'animaux de compagnie dans cette région du pays. Des proliférations d'algues toxiques se sont également produites au Canada le long des côtes du Pacifique et de l'Atlantique, mais seulement de façon sporadique. En réponse notamment aux 105 cas d'intoxication et aux trois décès provoqués en 1987 par la consommation de moules contaminées par une toxine algale, le gouvernement fédéral a mis en place le Programme canadien de contrôle de la salubrité des mollusques et le Programme de la salubrité des eaux coquillières afin de s'assurer que les zones de production de tous les mollusques bivalves respectent les normes fédérales en matière de qualité de l'eau.Les charges d'éléments nutritifs peuvent aussi affecter indirectement la qualité des approvisionnements en eau potable traitée. L'ajout de chlore pour désinfecter l'eau peut entraîner la formation d'un certain nombre de sous-produits de chloration si l'eau traitée contient de la matière organique comme des algues et des plantes aquatiques. Parmi les nombreux sous-produits de la désinfection, les trihalométanes (THM) sont le plus fréquemment détectés dans l'eau potable. La meilleure façon de prévenir la formation des THM consiste à éliminer la matière organique (le précurseur) de la source d'eau avant la désinfection.

6.0 Justification scientifique de la gestion des sources anthropiques d'éléments nutritifs

Faits saillants

- Au Canada, c'est à la fin des années 1960 que l'on a commencé à se rendre compte que les Grands Lacs étaient affectés par une charge excessive d'éléments nutritifs.
- À l'échelle fédérale, la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* est le seul texte législatif qui traite de la question du phosphore, et ce uniquement à propos des détergents à lessive. Elle interdit la fabrication, l'utilisation et la vente de tels produits s'ils contiennent du phosphore en concentration supérieure à 2,2% en poids.
- Au Canada, des recommandations pour la qualité des eaux ont été élaborées afin de fournir une base scientifique aux paramètres sur la qualité de l'eau, de protéger les espèces sauvages et d'assurer la salubrité des eaux. La plupart des provinces ont élaboré leurs propres recommandations pour différents éléments nutritifs (c'est-à-dire le nitrate, l'ammoniac et le phosphore), mais celles qui n'en ont pas adopté appliquent habituellement les recommandations fédérales.
- À des degrés divers, il existe des textes législatifs, des règlements, des objectifs, des recommandations, des pratiques de gestion optimales et d'autres formes de spécifications dans toutes les provinces et tous les territoires.
- Nombre des approches utilisées au Canada pour réduire le plus possible la charge d'éléments nutritifs et ses effets environnementaux sont également employées dans d'autres pays. Toutefois, ceux dont les peuplements humains et l'agriculture datent de plus longtemps qu'au Canada ont eu tendance à adopter des règles plus strictes à cet égard.
- De nouvelles techniques de réduction des effets environnementaux des éléments nutritifs sont constamment élaborées. Les politiques environnementales devraient donc continuer d'être axées sur l'intégration des connaissances scientifiques les plus avancées aux solutions pratiques retenues.

Les éléments nutritifs font l'objet d'une gestion ou de préoccupations dans biens des pays du monde. Dès le XVI^{e} siècle, des règles visant à restreindre les conditions dans lesquelles les déchets domestiques étaient évacués ont été instituées dans certaines parties d'Europe, principalement afin de limiter les épidémies et autres problèmes sanitaires causés par les bactéries ou les animaux nuisibles attirés par les déchets. Dans les années 1800, des solutions techniques, comme le détournement des eaux usées, ont été adoptées pour résoudre les problèmes de pollution de l'eau et prévenir les épidémies causées par la contamination bactérienne des eaux de consommation alimentaire. Actuellement, la plupart des habitants des pays développés considèrent l'accès à une eau propre fournie en quantités relativement abondantes comme une chose normale. Toutefois, bien des gens ne se rendent pas compte que leurs actes ont des répercussions sur la quantité et la qualité de l'eau disponible — de celle qui sert à produire de la viande et des produits laitiers destinés à la consommation humaine à celle qui est utilisée dans des procédés industriels de refroidissement et de nettoyage, en passant par l'eau que l'on tire du robinet pour la cuisine, le nettoyage et l'hygiène corporelle. Le Canada et d'autres pays ont donc instauré des mesures de gestion des éléments

nutritifs afin de protéger l'environnement naturel et la santé des populations humaines ainsi que pour préserver la qualité de l'eau et pouvoir en disposer en quantité suffisante pour la consommation, l'approvisionnement de l'industrie et les loisirs.

Ce chapitre présente les programmes de gestion des éléments nutritifs en vigueur au Canada, au palier fédéral comme à celui des provinces et territoires, et expose les raisons pour lesquelles ils ont été mis en place. Il examine aussi à quel point les problèmes et inquiétudes scientifiques ont joué un rôle dans l'élaboration des mesures de limitation des rejets d'éléments nutritifs au Canada. Les mesures de ce type prises par d'autres pays, en particulier celles qui sont peu fréquentes au Canada, sont également analysées. Enfin, les techniques nouvelles ou émergentes qui peuvent contribuer à réduire la charge d'éléments nutritifs dans l'environnement ou en réduire les effets sont passées en revue.

6.1. Règlements, recommandations et pratiques de gestion optimales en vigueur au Canada

Au Canada, le problème posé par l'eutrophisation accélérée que produisent des apports excessifs de phosphore a été mis en lumière pour la première fois à la fin des années 1960 pour les Grands Lacs. Même si ceux-ci contiennent du phosphore et d'autres éléments nutritifs à l'état naturel, la présence de quantités excessives de phosphore d'origine anthropique a entraîné de graves perturbations de l'écosystème (voir l'encadré sur le lac Érié dans la section 4.2). C'est la crainte, au sein des milieux gouvernementaux canadiens et américains, que l'énorme système des Grands Lacs puisse être affecté par des charges excessives d'éléments nutritifs d'origine humaine qui a débouché sur la signature de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, qui visait entre autres à réduire la charge de phosphore.

Depuis lors, d'autres problèmes environnementaux causés par les apports anthropiques d'éléments nutritifs ou associés à ceux-ci ont été répertoriés (tableau 6.1). Les gouvernements (fédéral, provinciaux et territoriaux) ainsi que des groupements de citoyens, des associations industrielles, des producteurs agricoles et d'autres parties concernées ont réagi en instaurant des programmes qui vont d'initiatives communautaires volontaires à des textes ayant force de loi (tableaux 6.1 et 6.2).

Cette section se concentre sur les initiatives prises au Canada en réaction aux inquiétudes suscitées par l'apport d'éléments nutritifs dans le cadre des activités humaines. Les mesures de réglementation actuelles, y compris les textes législatifs (lois et règlements), les recommandations, les objectifs et les initiatives volontaires qui régissent les apports en éléments nutritifs et en engrais et ont pour but de limiter l'eutrophisation, sont passées en revue. Les raisons qui les justifient sont répertoriées et cette énumération englobe un aperçu des dégradations ainsi que des incidences avérées ou perçues de l'utilisation des eaux ou des terres qu'occasionne l'apport d'éléments nutritifs et d'engrais. Enfin, les programmes supplémentaires qui ont pour but d'évaluer l'impact de ces apports et d'y remédier sont évalués. Dans une large mesure, les informations présentées dans cette partie se fondent sur des entrevues avec des personnes qui œuvrent au sein de différents ministères de l'environnement et de l'agriculture au Canada. Les commentaires anecdotiques qui en sont extraits permettent de présenter un contexte historique et un aperçu général des problèmes que posent les apports en éléments nutritifs pour différentes administrations canadiennes.

Initiatives fédérales

Accord canado-américain relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs

Les inquiétudes suscitées au sein de la population par la croissance excessive d'algues et de plantes dans le secteur inférieur des Grands Lacs, surtout le lac Érié, ont donné lieu à des enquêtes sur ses causes probables. Les études scientifiques ont conclu qu'un excès de phosphore provenant des détergents à lessive et d'autres produits de nettoyage, des effluents municipaux et industriels ainsi que du ruissellement agricole ont stimulé la croissance des végétaux aquatiques qui, à son tour, a entraîné une augmentation de la quantité de matières organiques qui se décomposent et abaissent les concentrations d'oxygène.

Différentes mesures, en commençant par l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs conclu en 1972 par le Canada et les États-Unis, ont été prises dans le but de résoudre le problème posé par le phosphore. Entre autres résultats, l'Accord a conduit les municipalités et l'industrie à s'engager à éliminer le phosphore de leurs effluents et des détergents à lessive (tableau 6.1). Dans le cadre de l'Accord, le Canada s'est engagé à surveiller la qualité de l'eau des Grands Lacs, et notamment à analyser sa teneur en éléments nutritifs et en contaminants organiques ainsi que les paramètres physiques des échantillons prélevés dans le cadre du Programme de surveillance des Grands Lacs. Ce programme, lancé en 1967, est concentré chaque année sur un lac différent (à l'exception du Lac Michigan comme il se trouve entièrement dans les États-Unis), les croisières de surveillance des lacs du secteur supérieur et du secteur inférieur étant alternées chaque semestre. Son but est de faire en sorte que les objectifs de qualité de l'eau soient atteints, d'évaluer les tendances et de répertorier les problèmes qui émergent.

Les données tirées du programme d'échantillonnage de la Commission des ressources en eau de l'Ontario, qui se sont aussi avérées utiles dans le cadre de la mesure de la réaction des eaux littorales des Grands Lacs aux effets du programme international de lutte contre le phosphore (Nicholls et al. 1980), sont essentielles à la réalisation du mandat imparti par l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs. Ce programme permanent, qui est maintenant géré par le ministère de l'Environnement de l'Ontario, fait partie d'un plan intégré dans le cadre duquel plusieurs organismes collaborent dans le but de produire des données permettant d'évaluer la dynamique des Grands Lacs et les interactions entre les éléments nutritifs, les contaminants organiques et le biote.

Loi sur les engrais

L'application impropre des engrais peut entraîner un lessivage des éléments nutritifs depuis les racines des cultures jusque dans les eaux de surface et les eaux souterraines. La *Loi sur les engrais*, qui vise des produits précis, réglemente l'utilisation des engrais et des suppléments minéraux importés ou vendus au Canada (tableau 6.1). Elle ne porte que sur le produit même et ses propriétés (composition, y compris la formulation, contaminants et sources d'ingrédients actifs; efficacité; sécurité d'emploi et représentation sur le marché, plus particulièrement du point de vue de l'étiquetage).

Cette loi aborde, de façon générale et dans le cadre des exigences d'étiquetage, le risque d'eutrophisation par les engrais. Les taux recommandés d'application sont calculés au palier provincial par les ministères de l'agriculture et l'utilisation des produits n'est pas recommandée si elle peut

Tableau 6.1. Préoccupations et problèmes relatifs aux rejets d'éléments nutritifs aux paliers fédéral et provincial/territorial et mesures prises dans chaque champ de compétence (Information jusqu'à Juin 2000).

Champ de compétence	Préoccupations/problèmes	Mesures prises
Fédéral	• Eutrophisation des Grands Lacs	• *Loi sur les ressources en eau du Canada* (1973) – Contribue à réduire la charge en phosphore dans les lacs au Canada. • *Règlement sur la concentration en phosphore* (1989) – Limite la teneur en phosphore des produits de nettoyage.
	• Préoccupations des gouvernements du Canada et des États-Unis au sujet du phosphore dans les effluents et de l'eutrophisation des Grands Lacs	• *Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs* (1972) – Engagements prévoyant la suppression du phosphore dans les détergents à lessive et les effluents. • Surveillance des Grands Lacs dans le but d'évaluer les tendances et de répertorier les problèmes émergents.
	• Problèmes environnementaux posés par les substances toxiques, les déchets dangereux et la pollution de l'air et de l'eau	• *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (LCPE) – Évaluation et réglementation des substances toxiques et des déchets dangereux. Les changements proposés mettent l'accent sur la prévention de la pollution, une approche écosystémique, la biodiversité, le principe de précaution et la responsabilité de l'utilisateur-producteur.
	• Demandes de réglementation et de limitation de l'utilisation des engrais agricoles	• *Loi sur les engrais* (1985) – Réglemente la sécurité, l'efficacité et l'étiquetage des engrais importés ou vendus au Canada
National	• Normes sur la qualité de l'eau incohérentes et incomplètes	• *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada* (1999) et *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada* – Élaboration d'outils de gestion généraux, cohérents et scientifiquement fondés ayant pour but d'empêcher que les contraintes sociétales entraînent la dégradation des eaux au Canada (y compris les eaux potables, la faune et la flore d'eau douce et de mer, les usages agricoles, les usages récréatifs, l'apparence esthétique et les utilisations industrielles).
Alberta	• Plaintes de résidants concernant la croissance excessive d'algues, la dégradation de la qualité de l'eau et les restrictions concernant l'utilisation de l'eau	• Des études ont été effectuées sur la rivière Bow. Combinées à d'autres qui portaient sur la limitation des rejets de phosphore et d'azote, elles ont conduit la ville de Calgary à imposer volontairement des restrictions sur la teneur en phosphore des eaux rejetées par les installations municipales de traitement des eaux usées en 1982-1983. • Des partenariats ont été formés avec les résidants, les parties intéressées et les intervenants concernés (le Pine Lake Restoration Program par exemple).
	• Rejet des boues d'épuration	• *Guidelines for the Application of Municipal Wastewater Sludges to Agricultural Lands* (1997) – Recommandations élaborées pour permettre la surveillance et le contrôle de l'épandage sur les terres agricoles.
	• L'élevage intensif et son incidence sur l'environnement	• *Codes of Practice for the Economic and Safe Handling of Animal Manures* — Recommandations aux producteurs pour la gestion des éléments nutritifs agricoles dans les fumiers.
	• Reconnaissance du fait que l'agriculture peut avoir un effet préjudiciable sur les systèmes aquatiques	• Élaboration, sous l'égide de l'industrie, d'un manuel sur les pratiques de gestion appropriées.
	• Enrichissement en phosphore des eaux de surface en Alberta	• Détermination de limites relatives aux concentrations de phosphore dans les sols pour l'épandage de fumier sur les terres agricoles.

Tableau 6.1. Préoccupations et problèmes relatifs aux rejets d'éléments nutritifs, suite.

Champ de compétence	Préoccupations/problèmes	Mesures prises
Colombie-Britannique	• Eutrophisation de différents plans d'eau de la province (c'est-à-dire bassin hydrographique de l'Okanagan) • Incidences environnementales des déchets agricoles	• *Pollution Control Objectives for Municipal Type Waste Discharges in British Columbia (1975)* – Limites autorisées de rejets d'éléments nutritifs. • *Waste Management Act* (1996) – Limites de rejets d'éléments nutritifs basées sur des études propres à des sites déterminés. • *Agricultural Waste Control Regulation* (1992) et *Code of Agricultural Practice for Waste Management* – Pratiques d'utilisation, de stockage et de gestion des déchets agricoles. • *Management of Livestock and Poultry Manures in the Lower Fraser Valley* (1994-1997) – Étude fédérale/provinciale. • *Tackling Non-Point Source Water Pollution* – Document préparé par le ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs qui examine la relation entre l'agriculture ainsi que d'autres activités et la pollution de l'eau par des sources non ponctuelles en présentant des pratiques de gestion optimales.
Manitoba	• Prévention des altérations inacceptables de la qualité de l'eau • Croissance excessive d'algues et de macrophytes et eutrophisation générale des eaux de surface	• *Manitoba Surface Water Quality Objectives* (1988) – Études propres à des sites déterminés et élaboration d'objectifs pour la qualité de l'eau. • *Manitoba Clean Water Guide* (1997) – Initiative et documents de sensibilisation de la population. • *Livestock Manure and Mortalities Management Regulation* (1989) – Règlement élaboré pour limiter la contamination par les éléments nutritifs. • Une bonne partie des ressources du ministère de l'Environnement sont orientées vers la recherche continuelle de solutions à ce problème.
Nouveau-Brunswick	• Incidences des utilisations des terres sur les ressources en eau	• Promotion de pratiques de gestion optimales et élaboration de pratiques agricoles recommandées par le ministère de l'Environnement. • Des groupes de protection de bassins hydrographiques ont lancé une série d'activités et de projets afin de sensibiliser davantage la population aux problèmes posés par les éléments nutritifs.
Terre-Neuve	• Eutrophisation des ressources en eau en rapport avec l'infiltration souterraine et le ruissellement de surface sur les terres agricoles	• Promotion de saines pratiques agricoles par la diffusion de documents éducatifs (informations techniques sur les éléments nutritifs et les engrais). • *Farm Practice Guidelines for Livestock & Poultry* – Recommandations en cours d'élaboration.
Territoires du Nord-Ouest	• Nécessité de préserver la qualité des eaux du Nord et souci d'éviter les problèmes subis dans le sud du Canada	• *Guidelines for the Discharge of Treated Municipal Wastewater in the Northwest Territories* (1992) – Des limites sont fixées pour les concentrations en phosphore. • *Receiving Water Quality Objectives* – Niveaux recommandés de concentrations en éléments nutritifs pour éviter la croissance de végétaux nuisibles.
Nouvelle-Écosse	• Effets liés aux rejets d'éléments nutritifs à l'échelle locale • Effets environnementaux des pratiques agricoles	• Le ministère de l'Environnement soutient des programmes locaux et des initiatives fondées sur des partenariats communautaires concernant des sites spécifiques. • Élaboration de lignes directrices sur l'utilisation des terres (sources diffuses d'éléments nutritifs), notamment l'exploitation forestière et l'agriculture. • Préparation de documents éducatifs relatifs aux aménagements résidentiels. • Les autorisations municipales relatives aux eaux usées des grandes exploitations stipulent que des études pouvant inclure une modélisation du phosphore total et des limites qui s'y rapportent doivent être effectuées pour les eaux réceptrices.

Tableau 6.1. Préoccupations et problèmes relatifs aux rejets d'éléments nutritifs, suite.

Champ de compétence	Préoccupations/problèmes	Mesures prises
Nouvelle-Écosse suite		• Introduction d'une initiative agricole écologique (« Green Farm Initiative ») mettant en jeu des pratiques de gestion optimales pour corriger et prévenir les effets environnementaux sur les ressources en eau.
Ontario	• Maintien d'un certain niveau de qualité des eaux de surface de l'Ontario	• *Water Management: Policies, Guidelines and Provincial Water Quality Objectives* du ministère de l'Environnement et de l'Énergie (1994) – Gestion directe des eaux.
	• Modifications indésirables du système aquatique sous l'effet d'une croissance excessive des algues (due en partie à l'aménagement de lacs à des fins récréatives); dans certains bassins hydrographiques, fortes concentrations de phosphore à cause des apports agricoles et de la faiblesse du débit.	• Objectifs provinciaux provisoires de qualité de l'eau pour le phosphore devant servir de lignes de conduite (en conjonction avec d'autres programmes propres à des sites) afin d'empêcher la détérioration des qualités esthétiques des cours d'eau et la croissance excessive de végétaux dans ceux-ci, d'éviter les concentrations désagréables d'algues et de protéger la diversité du réseau l'état trophique.
	• Eutrophisation des Grands Lacs dans les années 1960 et obligations contractées en vertu de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs conclu entre le Canada et les États-Unis (par l'intermédiaire de l'entente Canada-Ontario de 1971)	• Introduction de certificats d'approbation pour limiter la charge en phosphore des eaux réceptrices par des responsables de rejets spécifiques.
Île-du-Prince-Édouard	• Eutrophisation et production excessive de végétaux	• Roundtable on Resources & Sustainable Land Use (1997) – Présentation d'un rapport sur l'incidence des utilisations des terres sur les ressources en eau. • Élaboration de textes législatifs sur les zones tampons bordant les eaux. • Lancement de programmes volontaires pour résoudre les problèmes de qualité de l'eau.
Québec	• Problèmes environnementaux posés par le rejet de substances toxiques dans l'eau	• Programme d'assainissement des eaux du Québec (années 1970) – Programme d'assainissement des eaux pour les secteurs urbain, industriel et agricole.
	• Maintien d'un certain niveau de qualité des eaux de surface du Québec	• *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec* (1998) – Gestion directe des eaux.
	• Eutrophisation des ressources en eau causée par des activités agricoles intensives (c'est-à-dire charges en phosphore et charges saisonnières en ammoniac)	• *Réglementations sur la réduction de la pollution d'origine agricole* (1997) – Fourniture d'informations sur les éléments nutritifs et les engrais afin de promouvoir l'adoption de saines pratiques agricoles. • Élaboration de textes législatifs sur les zones tampons bordant les eaux. • Élaboration de directives pour le stockage du fumier.
Saskatchewan	• Croissance excessive d'algues et de mauvaises herbes aquatiques dans le bassin hydrographique de la rivière Qu'Appelle	• *Objectifs de la Régie des eaux des provinces des Prairies* (1969) – Objectifs adoptés pour résoudre les problèmes posés par l'eutrophisation et les rejets d'éléments nutritifs et d'engrais. • L'analyse, au milieu des années 1970, des charges en éléments nutritifs de la rivière Qu'Appelle et des lacs où la pêche est pratiquée a débouché sur la recommandation de mesures supplémentaires de limitation des éléments nutritifs.
	• Effets des rejets d'éléments nutritifs sur les bassins hydrographiques de la Saskatchewan	• Le service des projets spéciaux d'aménagement des écosystèmes élabore des paramètres de surveillance de l'environnement.

Tableau 6.1. Préoccupations et problèmes relatifs aux rejets d'éléments nutritifs, conclus.

Champ de compétence	Préoccupations/problèmes	Mesures prises
Yukon	• De façon générale, la charge en éléments nutritifs ne constitue pas un problème.	• Dans la plupart des communautés, les eaux usées d'origine domestique sont traitées, retenues dans des lagunes puis rejetées sur des terres ou dans des milieux humides.

aboutir à une eutrophisation. Généralement, le mauvais usage des engrais pouvant porter atteinte à l'environnement fait partie du champ d'attribution des ministères provinciaux de l'environnement.

Loi sur les pêches

La *Loi sur les pêches* de 1985 fournit des renseignements généraux sur la protection de tous les habitats du poisson (tableau 6.1). Introduite dans le but de répondre aux préoccupations suscitées par les cendres de charbon et les eaux de ballast (pétrole), elle ne contient aucune disposition spécifique aux éléments nutritifs. Toutefois, l'article 36 interdit le rejet de toute substance pouvant porter préjudice aux poissons et à leur habitat, ce qui permet d'inclure les éléments nutritifs dans cette catégorie. De façon générale, la réglementation issue de cette loi régit uniquement les sources ponctuelles, et il est donc peu probable qu'elle puisse être utilisée pour des sources non ponctuelles d'éléments nutritifs, comme le ruissellement agricole.

Puisque Pêches et Océans Canada fait la promotion de l'aquaculture, il peut être conduit à s'inquiéter des possibilités d'eutrophisation et de l'effet environnemental des biocides et des produits toxiques utilisés pour prévenir des maladies. Même si l'on estime en général que la question de la qualité de l'eau est du ressort des provinces, on se rend compte qu'il faudra peut-être réglementer d'une certaine manière les activités aquacoles en vertu de la *Loi sur les pêches*. La réduction de l'incidence des éléments nutritifs constituerait l'un des aspects importants à étudier en prévision de l'introduction d'une réglementation sur l'aquaculture.

Loi canadienne sur la protection de l'environnement

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE) de 1988 a été promulguée dans le but d'enrayer la pollution causée par les substances toxiques et les déchets dangereux (tableau 6.1). Elle incorpore des dispositions de la *Loi sur les ressources en eau du Canada* qui autorisent la réglementation de la teneur en phosphore des détergents à lessive et des adoucisseurs d'eau. La refonte de la LCPE effectuée en 1999 a mis l'accent sur la prévention de la pollution et l'adoption d'une approche écosystémique globale en matière de protection de l'environnement. En vertu de la LCPE, le gouverneur en conseil peut, sur recommandation du ministre, prendre des règlements « ayant pour objet d'empêcher ou de réduire la croissance de végétation aquatique due au rejet de substances nutritives dans l'eau qui peuvent perturber le fonctionnement d'un écosystème ou dégrader ou altérer, ou contribuer à dégrader ou à altérer un écosystème au détriment de l'utilisation de celui-ci par les humains, les animaux ou les plantes... » (LCPE 1999, partie 7, section 1, paragraphe 118 (1)).

Jusqu'à présent, les règlements fédéraux sur les éléments nutritifs promulgués en vertu de la LCPE ont uniquement eu pour but de restreindre l'utilisation de phosphore dans les détergents à lessive. Le *Règlement sur la concentration en phosphore* de 1989 interdit la fabrication, l'utilisation et la vente de détergents à lessive ayant une teneur en phosphore supérieure à la limite maximale autorisée de 2,2% en poids.

Initiatives nationales

Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada

Les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada* répertorient les substances qui ont été découvertes dans l'eau potable et qui sont ou pourraient être nocives. Pour chaque substance, elles fixent une concentration maximale acceptable pouvant être autorisée dans l'eau potable. Ces concentrations sont normalement de 10 à 5 000 fois inférieures à celles aux quelles des effets nocifs sur la santé ont été observés durant des essais prolongés et répétés. Les Recommandations définissent aussi différents attributs esthétiques souhaitables pour l'eau potable, des qualités qui lui donnent un aspect, un goût et une odeur agréables. Elles ont été élaborées pour différents paramètres microbiologiques, chimiques, physiques et radiologiques. Ces recommandations, qui s'appliquent à l'eau potable provenant de toutes les sources privées et municipales, sont formulées par le Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable et publiées par Santé Canada. Le Sous-comité est composé de représentants de tous les gouvernements provinciaux et de toutes les administrations territoriales ainsi que d'un représentant de Santé Canada et d'un représentant d'Environnement Canada. Les conseillers scientifiques de ce comité sont des fonctionnaires de Santé Canada.

Les Recommandations sont à la base des normes de qualité de l'eau potable dans tout le Canada. Elles fournissent un étalon commode et fiable pour la mesure de la qualité de l'eau potable. L'approvisionnement en eau potable étant cependant de compétence provinciale, les Recommandations ne sont pas appliquées par le gouvernement fédéral, sauf dans les régions qui relèvent de sa compétence. Cependant, la quasi-totalité des gouvernements provinciaux et des administrations territoriales ont adopté des critères de mesure de la qualité de l'eau potable qui leur sont propres en se fondant sur les Recommandations.

Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada

Les *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada* portent sur les problèmes sanitaires qui sont associés à l'utilisation des eaux à des fins récréatives ainsi que sur les nuisances et les problèmes esthétiques liés à cette utilisation. L'expression « eaux utilisées à des fins récréatives » désigne les plans d'eau naturels utilisés non seulement pour des activités de contact direct comme la natation, la planche à voile et le ski nautique, mais aussi pour des activités de contact indirect comme la navigation de plaisance et la pêche. Une utilisation à des fins récréatives est définie comme une activité supposant une immersion délibérée (par exemple, la natation) ou accidentelle (par exemple lors de la chute d'une personne pratiquant le ski nautique) du corps, tête incluse, dans des eaux naturelles. Par eaux naturelles, on entent les plans d'eau marine ou estuarienne ou d'eau douce ainsi que les plans d'eau naturelle non traitée aménagés en amont d'un ouvrage faisant obstacle à l'écoulement des eaux. Les risques sanitaires associés à un contact direct avec l'eau comprennent les infections transmises par des organismes pathogènes ainsi que les blessures et maladies occasionnées par les propriétés physiques et chimiques de l'eau.

Un groupe de travail spécial développe les Recommandations à la demande d'un comité fédéral-provincial, le Comité de l'hygiène du milieu et du travail. Celles-ci sont périodiquement révisées et ajustées à mesure que de nouvelles données, ou des données plus significatives, deviennent disponibles et elles ne sont pas considérées comme des normes ayant force exécutoire, sauf lorsqu'elles sont promulguées par l'agence fédérale ou provinciale compétente.

Recommandations pour la qualité des eaux au Canada

Il a été demandé au Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) d'élaborer des recommandations qui pourraient être mises en application à l'échelle nationale par différents organismes et différentes administrations. L'approche retenue à l'origine pour la formulation de recommandations nationales consistait à tenter d'adopter et de modifier des recommandations émanant d'autres sources. Il a toutefois été constaté que, dans bien des cas, soit il n'en existait pas, soit celles qui existaient ne convenaient pas. Cette première tentative a donc permis d'établir la nécessité de promulguer des normes nationales cohérentes et scientifiquement fondées relatives aux eaux douces et aux organismes marins ainsi qu'à l'eau destinée à la consommation humaine. Des *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada* (RQEC) ont ainsi été préparées (CCME 1999; tableau 6.1) à la suite des initiatives du CCME. Les références aux *Recommandations pour la qualité de l'eau potable* et *aux Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives* sont reproduites dans les RQEC du CCME avec la permission de Santé Canada, puisque ces deux documents sont publiés sous l'autorité de ce ministère.

La préparation de ces recommandations se justifiait par la nécessité de fournir des données scientifiques de base concernant l'incidence des paramètres de qualité de l'eau sur les eaux au Canada. Elles ont été formulées pour prévenir la dégradation par des agents stressants, en particulier les produits chimiques toxiques, de l'eau potable ou de l'eau utilisée à des fins industrielles, des eaux douces ou marines qui constituent un habitat, des eaux employées à des fins agricoles ou des eaux qui servent à des fins récréatives et sont appréciées pour leur intérêt esthétique. Les recommandations peuvent être présentées sous la forme d'une valeur numérique ou d'un énoncé descriptif. Lorsque plusieurs usages de l'eau doivent être protégés en un lieu donné, la recommandation dont il faut tenir compte pour une substance spécifique est celle qui offre une protection pour tous les usagers (c'est-à-dire pour l'usage qui est le meilleur et le plus élevé dans l'échelle des valeurs). Cela signifie que l'on choisit la valeur la plus restrictive de la recommandation et que celle-ci protège par conséquent tous les utilisateurs. Pour la majorité des substances, les valeurs fixées relativement aux organismes aquatiques sont habituellement les plus restrictives (CCME 1999)

Les RQEC répondent aux préoccupations exprimées au sujet de l'intensification de la croissance des végétaux qu'entraîne la présence d'une quantité excessive d'éléments nutritifs. La question de l'eutrophisation est spécifiquement abordée dans la partie sur la qualité (Santé Canada) et l'aspect esthétique des eaux utilisées à des fins récréatives, où l'on trouve des recommandations permettant d'éviter la croissance de mauvaises herbes aquatiques. Nombre des provinces et des territoires ont adopté des recommandations découlant des recommandations nationales. Toutefois, certaines administrations ont élaboré leurs propres recommandations en ce qui concerne les teneurs en azote ou en phosphore.

En 1999, les RQEC ont été mises à jour en fonction des données scientifiques les plus récentes. Les nouvelles *Recommandations pour la qualité de l'environnement* (RQE) ont été étendues de manière à ce qu'elles couvrent, en plus de la qualité de l'eau, la qualité de l'air, des sols et des sédiments ainsi que des résidus de tissus (CCME 1999). Les RQE comprennent plus de 550 valeurs numériques ou énoncés descriptifs portant sur plus de 220 substances préoccupantes. De plus, ces recommandations font la synthèse des dernières connaissances scientifiques sur l'évolution et les effets de ces substances dans l'environnement.

Tableau 6.2. Lois, règlements, objectifs, recommandations et mesures de contrôle connexes relatives à l'azote (N), au phosphore (P) et à d'autres problèmes posés par les éléments nutritifs, dès June 2000) Ce tableau fournit également des détails sur les antécédents et la justification des mesures de contrôle.

Champ de compétence	Lois, règlements, objectifs, recommandations et autres mesures limitatives pertinents
Fédéral	• *Loi sur les engrais* (1985) • *Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs* (1972) conclu entre le Canada et les États-Unis • *Loi sur les ressources en eau du Canada* (1973) – Loi promulguée pour faciliter la réduction des charges en phosphore des lacs canadiens; cette loi a ultérieurement été intégrée dans *la Loi canadienne sur la protection de l'environnement.* • *Loi sur les pêches* (1985) • *Règlement sur la concentration en phosphore* (1989) – Limitations de la concentration en phosphore des produits de nettoyage. • *Loi sur les eaux du Yukon* (1993) – Cette loi porte sur les contaminants (c'est-à-dire les rejets de déchets) et leurs effets sur les eaux (altération des habitats, effets nocifs pour les êtres humains, la faune et la flore). • *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999); (première version promulguée en 1988) – La question des éléments nutritifs est directement traitée dans le règlement relatif à la teneur en phosphore des produits de nettoyage et, indirectement, dans les *Objectifs de qualité d'air ambiant* (1989), qui présentent trois plages d'objectifs de qualité d'air ambiant pour le dioxyde d'azote.
National	• *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada* (1987) – Outils de gestion basés sur des études scientifiques et utilisables à l'échelle nationale. • *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada* (1996) – Recommandations relatives aux composés d'azote ayant pour but de protéger les consommateurs. • *Recommandations pour la qualité de l'environnement (1999)* – Mise à jour des *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada* (par exemple en ce qui concerne le nitrate et l'ammoniac).
Alberta	• *Guidelines for Limiting Contaminant Emission to the Atmosphere from Fertilizer Plants and Related Industries* (1976) – Règlement promulgué en vertu de la *Clean Air Act* (1975) qui propose des lignes directrices pour les émissions atmosphériques d'ammoniac et de phosphate d'ammonium des usines d'engrais. • *Wastewater Effluent Guidelines for Alberta Petroleum Refineries* (1985) – On surveille les rejets d'eaux usées dans les cours d'eau des raffineries afin de déterminer quels sont les niveaux maximums de dépôts de substances (c'est-à-dire la demande chimique en oxygène et l'ammoniac). • *Environmental Protection and Enhancement Act* (1993) – Loi de portée générale qui réglemente les rejets de substances dans l'eau. • *Alberta Ambient Air Quality Guidelines (1993)* – Règlement promulgué en vertu de la *Environmental Protection and Enhancement Act* pour évaluer la qualité de l'air et faciliter l'établissement de normes d'émissions à la source pour les autorisations (par exemple pour le dioxyde d'azote). • *Standards & Guidelines for Municipal Waterworks, Wastewater & Storm Drainage Systems* (1997) – Dans le cadre des *Best Practicable Technology Standards*, il existe une norme pour le phosphore total qui s'applique aux municipalités d'une certaine taille. • *Surface Water Quality Guidelines for Use in Alberta* (1999) – Mise à jour *des Alberta Surface Water Quality Objectives* (1977) et *des Alberta Ambient Surface Water Quality Interim Guidelines* (1994). • *Wastewater Management Review for Fertilizer Manufacturing Sector* (1999) – Mise à jour des *Fertilizer Plant Wastewater Effluent Guidelines* (1976). Cette étude compare les pratiques de gestion des eaux usées de l'Alberta avec celles d'autres administrations pour déterminer les limites de rejets d'eaux usées sur des bases technologiques (par exemple pour l'ammoniac). • *Water Act* (1999) – Cette loi donne l'autorité juridique nécessaire à la mise en œuvre des nouvelles politiques formulées par le gouvernement pour imprimer des orientations à la gestion de l'eau. • *Framework for Water Management Planning* (ébauche, 2000) – ce document propose au gouvernement d'adopter une stratégie de protection des milieux aquatiques. • *Guidelines for the Application of Municipal Wastewater Sludges to Agricultural Lands* (2000) – Ce document réglemente l'épandage des boues sur les terres faisant l'objet d'une surveillance.

Tableau 6.2. Lois, règlements, objectifs, recommandations et mesures de contrôle connexes, suite.

Champ de compétence	Lois, règlements, objectifs, recommandations et autres mesures limitatives pertinents
Alberta suite	• *Guideline for Municipal Wastewater Irrigation* (2000) – Ces recommandations ont pour but de faire en sorte que les eaux usées municipales ne soient utilisées à des fins d'irrigation que lorsque cela est écologique et bénéfique pour l'agriculture (la question des teneurs en éléments nutritifs, en sel et en sodium, notamment, est examinée).
Colombie-Britannique	• *Pollution Control Act* (1967) – Cette loi fondée sur les résultats combinés d'une enquête publique et d'études écologiques, sanitaires, technologiques et économiques a pour but de maintenir les milieux terrestres, aquatiques et atmosphériques au niveau de qualité le plus élevé possible. • *Pollution Control Objectives for Municipal Type Waste Discharges in British Columbia* (1975) – La teneur en azote des effluents pourrait être limitée si elle conditionne l'eutrophisation ou si elle est anormalement élevée (cette teneur étant établie grâce à des études portant sur des sites précis). • *British Columbia's Water Quality Criteria for Nutrients & Algae* (1985) – Ces critères ont pour but d'empêcher la dégradation des ressources en eau protégées et aussi que leur utilisation soit restreinte. La présence d'algues dans les zones soumises à l'eutrophisation est donc associée aux concentrations en phosphore afin de fixer des limites. • *British Columbia's Water Quality Criteria for N (Nitrate, Nitrite, and Ammonia)* (1986) – Ces critères ont pour but de limiter les rejets de composés d'azote afin de protéger certaines utilisations spécifiques de l'eau. • *Agricultural Waste Control Regulation* et *Code of Agricultural Practice for Waste Management* (1992) – Ces textes décrivent les pratiques agricoles qu'il convient d'utiliser (c'est-à-dire en ce qui concerne l'usage, l'entreposage et la manutention du fumier). • *Sanitary Regulation* (1992) – Ce règlement interdit les activités qui rendent l'eau impropre à la consommation humaine ou aux usages domestiques. • *Production & Use of Compost Regulations* (1993) – Ce règlement promulgué en vertu de la *Waste Management Act* fixe des limites spécifiques pour la teneur en azote et en phosphore des résidus de compostage. • *Waste Management Act* (1996) – Fixe des limites pour les rejets d'éléments nutritifs. • *Water Act* (1996) • *Fish Protection Act* (1997) – Protège et améliore les habitats des poissons, met en évidence les problèmes posés par les éléments nutritifs, mais n'incorpore aucune mesure spécifique de réglementation de ceux-ci. • *Sewage Disposal Regulation* (1997) – Ce règlement est conçu pour faire en sorte que la capacité d'assimilation du milieu récepteur soit prise en considération par le traitement préalable des déchets. • *Tackling Non-Point Source Water Pollution* (1997) – Ce document du ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs passe en revue les rapports qui existent entre les activités agricoles et autres et la pollution de l'eau à partir de sources diffuses. • *Forest Practices Code of British Columbia* (1998) – Ce code décrit les pratiques qui doivent être utilisées dans les forêts et terres de parcours publiques afin de protéger la qualité de l'eau dans les bassins hydrographiques utilisés par des collectivités. • *Health Act* (1998) – Cette loi vise à supprimer les risques sanitaires effectifs ou potentiels.
Manitoba	• *Loi sur l'environnement* (1987-1988) • *Loi sur les produits antiparasitaires et les engrais chimiques* (1987) – Cette loi réglemente la vente et l'utilisation des engrais. • *Guidelines for Various Air Pollutants* (1988) – Règlement promulgué en vertu de la *Loi sur l'environnement* qui prévoit deux niveaux de qualité de l'air ambiant et énonce des objectifs pour différents polluants atmosphériques (p. ex. le NO_2). • *Private Sewage Discharge Systems and Privies Regulation* (1988) – Il est interdit de rejeter des eaux usées ou des effluents issus d'eaux usées dans le sol ou en surface, sauf en conformité avec ce règlement. • *Anhydrous Ammonia Handling & Transportation Regulation* (1989) • *Manitoba Clean Water Guide* (1997) – Guide éducatif préparé par le ministère de l'Environnement à l'intention des associations de propriétaires de chalets, des districts de conservation, des établissements d'enseignement, etc. dans le but de mieux sensibiliser la population et de la faire participer à la recherche de solutions aux problèmes de qualité de l'eau. • *The Livestock Manure and Mortalities Management Regulation* (1989) – Ce règlement a pour objet, entre autres, de réduire le risque de contamination des eaux de surface par des rejets excessifs d'éléments nutritifs. • *Manitoba Water Quality Standards, Objectives and Guidelines* (2000) – Ce texte limite les rejets de phosphore afin de réduire la croissance des algues et des macrophytes et impose des limites pour plusieurs composés d'azote, le tout dans le but d'assurer le libre passage, la préservation et la propagation des espèces de poisson, la protection du bétail et de la volaille ainsi que la sécurité des eaux pour la natation et la navigation de plaisance et, aussi, d'en préserver les caractères esthétiques.

Tableau 6.2. Lois, règlements, objectifs, recommandations et mesures de contrôle connexes, suite.

Champ de compétence	Lois, règlements, objectifs, recommandations et autres mesures limitatives pertinents
Manitoba suite	• *Development of a Nutrient Management Strategy for Surface Waters in Southern Manitoba* (ébauche, 2000) – Ce document présente un aperçu des principaux problèmes qu'il faut aborder dans le contexte de l'élaboration et de la mise en œuvre d'une stratégie de gestion des éléments nutritifs.
Nouveau-Brunswick	• *Loi sur l'assainissement de l'environnement* (1973) et *Loi sur l'assainissement des eaux* (1989) – Ces deux lois permettent de restreindre les rejets dans l'eau et de s'occuper des sites où un rejet a eu lieu; elles ont également pour objet de protéger la qualité de l'eau ainsi que la faune et la flore et les usages récréatifs ou autres. • *Règlement sur la qualité de l'eau* (1982) – Ce règlement indique les des valeurs numériques à respecter pour nombre de paramètres relatifs aux eaux. • *Règlement sur la modification des cours d'eau* (1990) – Ce règlement traite indirectement des éléments nutritifs et de leurs effets lorsqu'il sont introduits dans des milieux aquatiques. • *Lignes directrices pour l'utilisation du fumier* (1996) – Ce texte permet de déterminer si la conception et l'exploitation de toutes les installations d'élevage de bétail et de volaille sont basées sur des pratiques agricoles et de lutte contre la pollution appropriées. • *Règlement sur la qualité de l'air* (1997) – Règlement promulgué en vertu de la *Loi sur l'assainissement de l'air* (1997) qui limite les émissions de certains contaminants atmosphériques (p. ex. le NO_2) de façon à ce que les concentrations au niveau du sol ne dépassent pas le maximum autorisé.
Terre-Neuve	• *Waste Material Disposal Act* (1990) • *Environment Act* (1995) • *Environmental Control Water & Sewage Regulations* (1996) – Ce règlement promulgué en vertu de la *Environment Act* établit des valeurs spécifiques à respecter pour les concentrations en azote et en phosphore afin de limiter les rejets dans l'environnement. • *Air Pollution Control Regulations* (1996) – Règlement promulgué en vertu de la *Environment Act* qui établit des normes de qualité de l'air et d'émission pour certains polluants en rapport avec les éléments nutritifs (p. ex. NH_3, NO_2, N_2O). • *Environmental Guidelines for Agricultural Development* (d'installations d'élevage de bétail et de volaille d'une certaine taille); *Guidelines & Conditions for the Approval of Swine, Poultry & Other Livestock Enterprise*; *Information Guide for Livestock Facilities*; *Manure & Waste Management in Newfoundland*; *Urban & Rural Planning Act* et *Municipalities Act*; — Tous ces textes abordent de façon générale la question des éléments nutritifs. • *Farm Practices Guidelines for Livestock and Poultry* – Ces recommandations, qui sont encore en cours d'élaboration, portent spécifiquement sur les éléments nutritifs et l'eutrophisation • *Environmental Farm Plan Initiative* et programmes de protection – Aident les éleveurs à adopter des pratiques appropriées de stockage et de manutention du fumier.
Territoires du Nord-Ouest	• *Loi sur la protection de l'environnement (1988)* • *Guidelines for the Discharge of Treated Municipal Wastewater in the Northwest Territories* (1992) – Ces objectifs qualitatifs de concentrations en éléments nutritifs (qui ont pour but d'éviter les nuisances) ont été formulés pour permettre à l'Office des eaux d'atteindre ses buts (en ce qui concerne la conservation, l'aménagement et l'utilisation des ressources en eau) et de faciliter la protection de la santé humaine. • *Guidelines for Industrial Waste Discharge into the NWT* (1998) – Il s'agit d'objectifs pour la demande biochimique en oxygène, le phosphore et l'ammoniac. • *Guideline for Agricultural Waste Management* (1999) – Ces recommandations ont pour but de fixer des normes claires et cohérentes de gestion des déchets d'élevage et agricoles dans les Territoires du Nord-Ouest.
Nouvelle-Écosse	• *Water Act* (1989) • *Environment Act* (1995) • *Air Quality Regulations (1995)* – Règlement promulgué en vertu de la *Environment Act* qui établit des critères de qualité de l'air ambiant pour certains polluants (p. ex. NO_2), ces critères étant exprimés sous forme de concentrations maximales admissibles au niveau du sol. • *Water and Wastewater Facility Regulations* (1995) • *Activities Designation Regulations* (1995) • *On-site Sewage Disposal Systems Regulation* (1997) • *Guidelines for Forestry Practices* –Directives concernant les terres publiques. • *Guidelines for Manure Management* – Recommandations relatives au stockage et à l'épandage du fumier. • Des plans de gestion sont actuellement élaborés pour le bassin hydrographique des rivières du patrimoine canadien (il y en a deux en Nouvelle-Écosse) et pour les endroits d'où provient l'eau qui approvisionne les municipalités. Ces plans traitent de la question des éléments nutritifs et de l'eutrophisation.

Tableau 6.2. Lois, règlements, objectifs, recommandations et mesures de contrôle connexes, suite.

Champ de compétence	Lois, règlements, objectifs, recommandations et autres mesures limitatives pertinents
Nouvelle-Écosse	• Le ministère de l'Environnement émet des autorisations pour les installations de traitement des eaux usées en fixant des limites pour la demande biologique en oxygène (DBO), le total des solides en suspension (TSS) et, à l'occasion, les concentrations en ammoniac, et ce, en fonction de la capacité d'assimilation des éléments nutritifs des milieux récepteurs (par exemple, le phosphore total). • Dans le cadre des autorisations accordées pour les installations aquacoles d'eau douce terrestres, la province a imposé des limites pour le total des solides en suspension et la charge en phosphore total en fonction de l'efficacité attendue du système de gestion des matières solides. • La Nouvelle-Écosse étudie des options en vue de résoudre les problèmes posés par les effluents d'aquaculture et de mieux protéger les milieux récepteurs (elle examine actuellement l'approche retenue par le Nouveau-Brunswick). Elle a également adopté une politique qui interdit la culture commerciale de poissons dans les lacs. Ces restrictions ont été imposées partiellement en réaction aux préoccupations exprimées au sujet des effets sur les habitats du poisson, l'agrément esthétique, les possibilités récréatives et la consommation d'eau potable. • Metro Areas Lakes Program – Ce programme communautaire a pour but d'assurer la surveillance des concentrations d'éléments nutritifs et de chlorophylle *a* dans les zones urbaines. • Volunteer Lake Monitoring Program – ce programme facilite la protection des lacs contre les effets des aménagements résidentiels. • Initiatives agroécologiques – Ces initiatives s'appuient sur des pratiques de gestion optimales pour corriger et prévenir les effets sur les eaux.

Ontario	• *Loi sur la protection de l'environnement* (1990) – Les problèmes relatifs aux éléments nutritifs sont répertoriés dans les documents suivants:
	  • *Agricultural Code of Practice for Ontario* (1973) – Ce code traite de questions comme l'utilisation, la manutention et l'épandage du fumier en hiver et au printemps.
	  • *Guidelines for the Control of industrial Phosphorus Discharge in Liquid Effluents* (1976)
	  • *Discharge of Sewage from Pleasure Boats Regulation* (1990) – Ce texte réglemente les rejets de déchets organiques et inorganiques.
	  • *Guidelines for Sewage Sludge Utilization on Agricultural Lands* (1977 – révisé en 1986)
	  • *Guidelines for the Treatment and Disposal of Liquid Industrial Wastes in Ontario* (1978)
	  • *General Air Pollution Regulation* (1990 – révisé en 1998) – Ce règlement limite les émissions de contaminants atmosphériques (NH3, NO2).
	  • *Ambient Air Quality Regulation (1990* – révisé en 1994) – Ce règlement fixe des critères de qualité souhaitable de l'air ambiant pour certains contaminants (p. ex. le NO_2).
	  • *Guidelines for the Protection and Management of Aquatic Sediment Quality in Ontario* (1992) – Ces recommandations protègent contre le rejet de contaminants à des niveaux nocifs, y compris les éléments nutritifs (carbone organique total, azote Kjeldhal total, phosphore total) dans les sédiments.
	• *Loi sur les ressources en eau de l'Ontario* (1990) – Cette loi traite des éléments nutritifs de façon générale. Les textes suivants ont été produits pour son application:
	  • *Water Management: Policies, Guidelines and Provincial Water Quality Objectives* (1994) – Ces textes facilitent la gestion de la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines par l'intermédiaire d'objectifs provinciaux chiffrés de qualité de l'eau. Un projet d'objectif provincial de qualité de l'eau par rapport au phosphore est à l'étude.
	  • *Waterworks and Sewage Works Regulations* (1993)
	• *Loi sur le transfert des installations d'eau et d'égout aux municipalités* (1997)
	• Plans de gestion des éléments nutritifs — Ces documents traitent de la surapplication des éléments nutritifs et présentent un indice de phosphore pour l'Ontario en ce qui concerne à la fois les sols et le ruissellement de surface.
	• Le réseau provincial de surveillance de la qualité de l'eau recueille des données sur la qualité de l'eau, ce qui inclut des mesures du phosphore, et émet, selon les propriétés et la qualité des eaux réceptrices, des certificats d'approbation à ceux qui effectuent des rejets afin de limiter les charges de phosphore..

Île-du-Prince-Édouard	• *Environmental Protection Act* (1988) – Cette loi contient de l'information relative aux effets néfastes des éléments nutritifs. • *Air Quality Regulations* (1992) – Des certificats sont délivrés lorsque les paramètres relatifs à la qualité de l'eau ne dépassent pas les concentrations maximales admissibles ou ne compromettent pas les objectifs esthétiques, tel qu'indiqué dans les *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada.* • *Water Quality Certificate Regulation* (1995) – Un certificat est émis lorsque les paramètres de l'eau ne dépassent pas les concentrations maximales acceptables ou les seuils fixés pour les objectifs esthétiques, tels qu'ils sont établis par les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada.*

Tableau 6.2. Lois, règlements, objectifs, recommandations et mesures de contrôle connexes, conclus.

Champ de compétence	Lois, règlements, objectifs, recommandations et autres mesures limitatives pertinents
Île-du-Prince-Édouard suite	• 1997 Roundtable on Resources and Sustainable Land Use – C'est cette table ronde qui est à l'origine de l'élaboration actuelle de textes législatifs sur les zones tampons qui aborderont indirectement la question des éléments nutritifs et de l'eutrophisation.
Québec	• *Programme d'assainissement des eaux du Québec* (années 1970) – Il s'agit d'un programme d'assainissement des eaux usées municipales, industrielles et agricoles. • *Loi sur la qualité de l'environnement* (1977) – Cette loi traite des contaminants (et indirectement des éléments nutritifs). • *Règlement sur les eaux en bouteille* (1981) – Ce règlement limite les concentrations de nitrates et de nitrites. • *Règlement sur la qualité de l'eau potable* (1984) – Ce règlement limite également les concentrations de nitrate et de nitrites. • *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec* (1998) – Ces critères fournissent des valeurs pour les concentrations maximales de phosphore total et de plusieurs composés d'azote. • *Réglementation sur la réduction de la pollution d'origine agricole* (1997) – Ce plan de gestion agricole traite de la surapplication des éléments nutritifs, du stockage des déjections animales et de l'épandage des substances fertilisantes. • Directives pour la gestion du fumier – Directives relatives à la protection des eaux souterraines et des cours d'eau. • Textes législatifs sur les zones tampons – Ces textes protègent indirectement les eaux de surface contre les rejets directs d'éléments nutritifs.
Saskatchewan	• *Prairie Provinces Water Board Water Quality Objectives* (1969) • *Environmental Management and Protection Act* (1983) • *Guidelines for the Use of Sewage Sludge on Agricultural Lands* (1987) – Ces directives établissent des valeurs maximales pour la teneur des boues en azote total et en phosphore total en vue d'assurer l'épandage bénéfique et écologique des boues d'épuration sur les terres agricoles. • *Water Pollution Control and Waterworks Regulations* (1989) • *Clean Air Regulations* (1990) – Règlement promulgué en vertu de la *Clean Air Act (1986)* qui fixe des normes de qualité de l'air ambiant pour certains polluants (p. ex. le NO_2). • *Saskatchewan Surface Water Quality Objectives* (1995) – Les effluents rejetés ne devraient pas augmenter les concentrations naturelles d'azote, de phosphore ou d'autres éléments nutritifs au point d'entraîner la croissance excessive d'algues ou de plantes aquatiques. Des limites spécifiques ont été instaurées pour l'ammoniac total et les autres composés d'azote afin de protéger la faune et la flore aquatiques. • *Agricultural Operations Act* (1995) – La question des plans de gestion des déchets est traitée dans le cadre de l'utilisation de bassins de retenue et de réservoirs de stockage du fumier de bétail. • *Agricultural Operations Regulations* (1997) – Plans de gestion des déchets • *Riparian Habitat Initiative* – Cette initiative a été prise à la suite de l'eutrophisation de plans d'eau. • Service spécial de gestion de l'écosystème – Ce service élabore des paramètres de surveillance de l'environnement ayant pour but de résoudre différents problèmes de qualité de l'eau.
Territoire du Yukon	• *Loi sur l'environnement* (1991) – La question de la contamination par les éléments nutritifs est traitée dans cette loi. • *Contaminated Sites Regulation* (1996) – Règlement promulgué en vertu de la *Loi sur l'environnement*. Il y est question de la faune et de la flore aquatiques, de l'abreuvement du bétail et de l'eau potable du point de vue des concentrations de nitrates ainsi que de nitrate et nitrites ensemble. • Les eaux usées rejetées sur des étendues terrestres ou dans des zones humides subissent au moins un traitement secondaire (sauf dans deux localités).

Initiatives provinciales et territoriales

Alberta

En Alberta, la plupart des cours d'eau sont situés en zone montagneuse et sont donc intrinsèquement oligotrophes. Leur qualité peut toutefois être altérée par des rejets d'effluents municipaux ou industriels ou par le ruissellement agricole. Les lacs de l'Alberta, quant à eux, se caractérisent fréquemment par une forte teneur naturelle en éléments nutritifs. De plus, même si la nuisance que constituent les proliférations d'algues peut résulter en partie d'un phénomène naturel, les activités de développement ont eu pour effet d'augmenter les concentrations en éléments nutritifs dans certains lacs, ce qui a eu des conséquences néfastes. Les craintes exprimées au sujet de la qualité de l'eau ont donc incité les autorités à émettre des recommandations à ce sujet, la dernière version étant les *Surface Water Quality Guidelines for Use in Alberta* (1999) (tableau 6.3).

À cause des plaintes formulées par des résidants au sujet de la qualité de l'eau et des restrictions que la mauvaise qualité impose à son usage, le gouvernement s'efforce de nouer des partenariats avec les divers intervenants (tableau 6.1). Ainsi, des résidants, des agriculteurs et des gens d'affaires de Pine Lake ont recueilli des fonds afin de pouvoir entreprendre des activités de nettoyage destinées à protéger le lac. En collaboration avec le ministère de l'Environnement, ils ont commandé des études, fait installer un appareil qui pompe les eaux chargées en éléments nutritifs du fond du lac et fait adopter des pratiques de gestion optimales par les agriculteurs.

L'effet des éléments nutritifs sur les eaux de surface a également entraîné l'adoption de mesures de contrôle dans les installations municipales de traitement des eaux usées des grandes villes (tableau 6.1). Par exemple, des données et des informations décrivant en détail le degré d'amélioration de la qualité des eaux obtenu dans le bassin de la rivière Oldman après que la ville de Lethbridge ait mis en œuvre, en 1999, un système de traitement tertiaire supprimant le phosphore, ont été accumulées dans le cadre de l'Oldman Water Quality Initiative. L'amélioration du traitement des eaux usées se traduit toutefois par une augmentation de la production de boues d'épuration. Des recommandations pour l'utilisation de ces boues sur les terres agricoles *(Guidelines for the Application of Municipal Wastewater Sludges to Agricultural Lands*, 2000) ont été élaborées pour que cette utilisation des boues d'épuration comme moyen d'amendement des sols soit appropriée. De plus, certaines petites localités déversent leurs eaux usées dans des lagunes où elles les conservent en prévision d'une utilisation ultérieure pour l'irrigation.

Par ailleurs, la *Environmental Protection and Enhancement Act* (EPEA) de 1993 est un texte de vaste portée qui réglemente les rejets de substances dans les eaux de la province (tableau 6.2). Grâce aux règlements ainsi qu'aux stipulations pour la conception des installations et la qualité des eaux qui en découlent, l'EPEA permet de réglementer le rejet d'éléments nutritifs (composés d'azote et de phosphore d'origine municipale ou industrielle) dans l'environnement par les municipalités. Même si les rejets d'éléments nutritifs associés à l'élevage ont rarement fait l'objet d'une réglementation dans le cadre de l'EPEA, des accusations peuvent être portées en vertu de certaines de ses dispositions, dont celles qui portent sur les rejets de substances et les dépôts de fumier sur la glace. *Le Code of Practice for the Safe and Economic Handling of Animal Manures* (AAFRD 1998) indique comment les installations d'élevage doivent être bâties et exploitées et comprend des recommandations au sujet de

Tableau 6.3. Recommandations pour la qualité des eaux au Canada en ce qui concerne les éléments nutritifs (azote et phosphore) et la biomasse aquatique végétale. OAQ = organismes aquatiques; TOU = toutes les utilisations de l'eau; REC = usages récréatifs et considérations esthétiques; ABR = abreuvement du bétail.

VARIABLES	VALEUR µg/L (sauf indication contraire)	UTILI-SATION	OBSERVATION/JUSTIFICATION	CHAMP DE COMPÉTENCE	RÉFÉRENCES
Phosphore total	5 – 15	OAQ	Lacs uniquement, les salmonidés constituant les espèces dominantes[1].	C.-B.	Pommen 1989
	10 (maximum)	REC	Lacs uniquement[1]	C.-B.	Pommen 1989
	10	TOU	Assurer un niveau élevé de protection contre la détérioration esthétique des lacs où prévaut naturellement une valeur inférieure; période sans glace.	ONT.	MEO 1984; MEEO 1994
	20 (moyen)	TOU	Éviter les concentrations désagréables d'algues dans les lacs; période sans glace.	ONT.	MEO 1984; MEEO 1994
	< 30	TOU	Éliminer la croissance excessive de végétaux dans les cours d'eau.	ONT	MEO 1984; MEEO 1994
	50% de la valeur (provisoire) de « prédévelop-pement »	TOU	Fournir des orientations pour la protection de la qualité et de la clarté de l'eau.	ONT.	MEO 1998
	20 – 30	TOU	En fonction des valeurs de l'Ontario (MEO 1984) pour éliminer la nuisance que constituent les algues et les végétaux aquatiques.	Qc	MEFQ 1990
	50% du niveau naturel (« de fond »)	TOU	Lacs où les niveaux de phosphore sont compris entre 10 et 20 µg/L; période sans glace. Pour les habitats sensibles (par exemple les lacs accueillant des truites), les critères seront validés avec des modèles prédictifs de l'oxygène hypolimnique.	Qc	MEFQ 1998a
	50	TOU	Qualité d'eau convenant à la plupart des utilisations.	ALB.	Alberta Environment 1999
Phosphore élémentaire	0,1	OAQ	En fonction des valeurs américaines (USEPA 1976); pour les eaux salées.	Qc	MEFQ 1990
Azote total	10 000	REC	Pour la prévention de la nuisance que constitue la prolifération de plantes aquatiques.	C.-B.	Pommen 1989
	1 000	TOU	Pour l'azote organique et inorganique total, en fonction de la toxicité de l'ammoniac et du nitrate ainsi que du rôle de l'azote comme élément nutritif.	ALB.	Alberta Environment 1999
	1 000	TOU	Objectif polyvalent de qualité de l'eau. Pour l'azote organique et inorganique total, en fonction des tests de toxicité.	SASK.	SERM 1983
	Descriptive	TOU	Pour l'azote organique et inorganique total, afin de prévenir la nuisance que constituent les proliférations de champignons et de plantes aquatiques enracinées, fixées au fond et flottantes qui rendraient l'eau impropre à des usages bénéfiques.	MAN.	Williamson 1983
Nitrate + nitrite (comme azote)	100 000	ABR	Protéger le bétail lorsqu'il y a à la fois des nitrates et des nitrites.	C.-B.	Nordin et Pommen 1986
	100 000	ABR	Assurer une protection à la plupart des espèces d'élevage ainsi qu'aux consommateurs ou pour les produits dérivés de ces espèces.	SASK.	SERM 1995
	100 000	ABR	Protéger le bétail lorsqu'il y a à la fois des nitrates et des nitrites.	MAN.	Williamson 2000
	100 000	ABR	Protéger le bétail lorsqu'il y a à la fois des nitrates et des nitrites.	ONT.	MEO 1984

VARIABLES	VALEUR µg/L (sauf indication contraire)	UTILI-SATION	OBSERVATION/JUSTIFICATION	CHAMP DE COMPÉTENCE	RÉFÉRENCES
	100 000	ABR	En fonction de ce qui se fait aux États-Unis (NAS/NAE 1973); en Ontario (MEO 1984) et au Manitoba (Williamson 1983).	Canada	CCMRE 1987
Nitrate (sous forme d'azote)	200 000 (maximum) 40 000 (moyen)[2]	OAQ	Protéger les organismes d'eau douce, en fonction des documents de référence.	C.-B.	Nordin et Pommen 1986
	200 000	OAQ	Pour protéger la vie aquatique d'eau douce, en fonction des valeurs de la Colombie-Britannique.	Qc	MEFQ 1990
	100 000	REC	Pour les eaux dans lesquelles il est peu probable que de fortes concentrations de nitrate posent des problèmes directs sur les plans du contact corporel ou de la détérioration de l'aspect visuel. Pour protéger les personnes faisant des usages récréatifs qui pourraient ingérer l'eau, il est recommandé que les critères relatifs à l'eau potable soient appliqués.	C.-B.	Nordin et Pommen 1986
	100 000	REC	En fonction des valeurs de la Colombie-Britannique. Pour protéger les usagers contre le risque d'ingestion d'eau, il est recommandé d'appliquer les critères relatifs à l'eau potable à toutes les eaux utilisées à des fins récréatives.	Qc	MEFQ 1990
	Descriptive	TOU	Aucune recommandation chiffrée n'est formulée pour le nitrate, mais les concentrations qui stimulent la prolifération des herbes devraient être évitées.	Canada	CCMRE 1987
Nitrite (sous forme d'azote)	60 (maximum) 20 (moyen)	OAQ	Pour la protection de la vie aquatique, en fonction des documents de référence.	C.-B.	Nordin et Pommen 1986
	60	OAQ	En fonction des valeurs de la Colombie-Britannique. Une valeur de < 20 µg/L est considérée comme une valeur de toxicité chronique.	Qc	MEFQ 1990
	60	OAQ	En fonction des tests de toxicité effectués sur les poissons; la protection de la plupart des espèces sera assurée.	Canada	CCMRE 1987
	10 000	ABR	Protéger le bétail contre les concentrations toxiques de nitrites uniquement.	MAN.	Williamson 2000
	10 000	ABR	En fonction de la toxicité pour le bétail et des critères du Manitoba.	Canada	CCMRE 1987
	1 000 (maximum)	REC	Protéger tous les utilisateurs de l'eau contre une ingestion possible.	C.-B.	Nordin et Pommen 1986
	1 000	REC	En fonction des critères de la Colombie-Britannique.	Qc	MEFQ 1990
Ammoniac total ($NH_3 + NH_4^+$ sous forme d'azote)	680 – 2 770	OAQ	Protéger les organismes d'eau douce; la valeur varie en fonction du pH (6,5 – 9,0) et de la température (0 – 20 °C).	C.-B.	Nordin et Pommen 1986
	600 – 2 060	OAQ	Protéger les organismes d'eau douce; la valeur varie en fonction du pH et de la température.	SASK.	SERM 1995
	21 – 231 000	OAQ	Protéger les organismes d'eau douce; la valeur varie en fonction du pH (6,0 – 9,5) et de la température (0 – 30 °C).	Canada	CCME 2000
	2 500 (maximum) 1 000 (moyenne sur 30 jours)	OAQ	Protéger les organismes marins.	C.-B.	Nordin et Pommen 1986
	102 – 2 770	OAQ	Protéger les organismes marins; la valeur varie en fonction du pH (6,5 – 9,0) et de la température (0 – 20 °C); en fonction des critères de la Colombie-Britannique.	Qc	MEFQ 1990

VARIABLES	VALEUR µg/L (sauf indication contraire)	UTILISATION	OBSERVATION/JUSTIFICATION	CHAMP DE COMPÉTENCE	RÉFÉRENCES
Ammoniac (non ionisé – NH_3)	18 – 50	OAQ	Varie en fonction du pH (6,5 – 9,0) et de la température (0 – 30 °C).	MAN.	Williamson 2000
	19	OAQ	Organismes d'eau douce. En fonction des concentrations avec faibles effets observés (lésions pathologiques et dégradation des tissus des reins) chez la truite arc-en-ciel.	Canada	CCME 2000
	20	OAQ	En fonction des plus faibles concentrations indiquées pour la toxicité aquatique, la bio-accumulation et la mutagénicité.	ONT.	MEEO 1994
Éléments nutritifs	Descriptive	TOU	Les rejets d'effluents ne devraient pas modifier les concentrations naturelles d'azote et d'autres éléments nutritifs de telle manière qu'il en résulte une nuisance tenant à la prolifération d'algues et d'herbes aquatiques. L'objectif est d'assurer un degré minimum de protection pour tous les usages bénéfiques[3].	SASK.	SERM 1983; SERM 1995
Végétaux aquatiques	Descriptive	REC	Biote qui pourrait constituer une nuisance pour les baigneurs si les quantités sont grandes; ces plantes devraient être absentes des endroits où l'on a l'intention d'ouvrir des plages à la baignade. Le biote comprend les plantes aquatiques flottantes ou enracinées, le phytoplancton et le périphyton.	Canada	Santé et bien-être social Canada 1983; CCREM 1987
Algues benthiques	30 à 50 mg/m^2 chlorophylle *a* (provisoire)	OAQ	La détermination des niveaux de biomasse à partir desquels des préoccupations d'ordre esthétique peuvent être exprimées constitue clairement une entreprise subjective. Toutefois, les algues benthiques faisant partie de cette catégorie semblent se situer au point limite de séparation entre ce qui est acceptable et ce qui ne peut être toléré dans les cours d'eau fréquentés par des salmonidés.	Canada	Environnement Canada 1995
	50 mg/m^2		Protéger les usages d'ordre récréatif des cours d'eau et leur caractère esthétique.	C.-B.	Nordin 1985
	100 mg/m^2		Empêcher que des changements indésirables se produisent chez les organismes des cours d'eau.	C.-B.	Nordin 1985

[1] Renvoie à la concentration mesurée au moment du renversement printanier (temps de séjour épilimnique supérieur à 6 mois) ou à la concentration moyenne durant la saison de croissance épilimnique (temps de séjour épilimnique inférieur à 6 mois).

[2] La valeur moyenne est calculée sur la base d'au moins cinq prélèvements hebdomadaires effectués sur une période de 30 jours.

[3] Ces objectifs généraux s'appliquent à toutes les parties d'un plan d'eau récepteur, sauf à celles que le ministère a désigné comme une zone de mélange des effluents. Ils ne s'appliquent pas aux cours d'eau intermittents, sauf durant les périodes de débit accru comme le ruissellement du printemps. Ces objectifs devraient cependant être atteints dans les parties des cours d'eau intermittents où des eaux sont retenues et servent à des usages bénéfiques.

Autres autorités compétentes:

Î.-P.-É.: Utilisation des recommandations du CCME

T.-N.: Utilisation des recommandations du CCME

T. du N.-O.: Utilisation des recommandations du CCME

N.-B.: Utilise pour l'essentiel les recommandations du CCME. Les seules exceptions sont constituées par les objectifs de qualité de l'eau élaborés par les comités d'État et provinciaux canado-américains pour les parties internationales de la rivière Saint-Jean et de la rivière Sainte-Croix. Comme le CCME n'a pas encore élaboré de recommandations, le Nouveau-Brunswick utilise celles de l'Ontario, qui sont de 30 µg/L de phosphore total pour les eaux vives. Pour les lacs, le Nouveau-Brunswick se reporte habituellement aux concentrations de phosphore dont Dillon et Rigler (1975) se sont servis pour définir quatre niveaux trophiques et prévoir la capacité de développement des lacs en fonction de leur état trophique

l'épandage du fumier sur les terres agricoles. L'Alberta envisage également de produire des recommandations pour la gestion des installations d'élevage intensif.

Colombie-Britannique

Dans les années 1970, après que des signes d'eutrophisation soient apparus dans de nombreux plans d'eau, la Colombie-Britannique a établi des objectifs concernant les éléments nutritifs (tableau 6.1). Ces objectifs, qui sont énoncés dans le document intitulé *Pollution Control Objectives for MunicipalType Waste Discharges in British Columbia* (1975), sont utilisés pour fixer des limites permanentes pour les rejets d'éléments nutritifs. Des objectifs distincts (*Pollution Control Objectives in British Columbia*) ont également été préparés pour les industries chimiques et pétrolières (1974); les industries du traitement des aliments, les industries à caractère agricole et d'autres industries diverses (1975), l'industrie des produits forestiers (1977), ainsi que les industries minières, de la fusion des métaux et les industries connexes (1979). Afin d'offrir une protection supplémentaire, des subventions fédérales et provinciales ont été accordées dans les années 1980 pour mettre en œuvre des procédés de traitement tertiaire permettant de supprimer les éléments nutritifs biologiques dans de nombreuses installations de traitement des eaux usées.

La Colombie-Britannique élabore actuellement un règlement sur le traitement des eaux usées municipales afin de mettre à jour et de remplacer les *Pollution Control Objectives for Municipal Type Waste Discharges in British Columbia* de 1975. En vertu de ce règlement, le responsable des rejets devra analyser les niveaux d'éléments nutritifs rejetés dans l'environnement et proposer un niveau de traitement qui soit fonction de l'analyse. Il existe des exceptions pour les bassins hydrographiques d'eau douce qui font l'objet d'inquiétudes particulières, comme celui de l'Okanagan. Le meilleur exemple d'étude de cas propre à un lieu donné de Colombie-Britannique est l'étude exhaustive qui a été effectuée conjointement par les gouvernements provincial et fédéral dans ce bassin. Cette étude a permis de constater que c'est la charge en phosphore du bassin qui est à l'origine des problèmes d'eutrophisation. Des limites ont depuis lors été fixées, dans le cadre des permis délivrés en vertu de la *Waste Management Act* (1996), pour les rejets d'éléments nutritifs dans ces eaux.

Le ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation de Colombie-Britannique publie, afin de promouvoir l'adoption de pratiques optimales, des recommandations (*Environmental Guidelines for Producers*, BCAF 1999) qui fournissent aux agriculteurs des informations techniques sur les rejets d'éléments nutritifs et les applications d'engrais. De plus, la province a promulgué en 1992 un règlement (*Agricultural Waste Control Regulation*) auquel est associé un code de pratique agricole (*Code of Agricultural Practice for Waste Management*). Ce code a pour but d'expliquer quelles pratiques il faut adopter pour l'utilisation, le stockage et la gestion des déchets agricoles afin que ces opérations ne portent pas préjudice à l'environnement. Depuis lors, la province s'est efforcée de le faire respecter au moyen d'un processus à deux volets mettant en jeu: 1) des groupes d'agriculteurs qui s'occupent des plaintes relatives aux problèmes ne présentant que des risques mineurs et 2) le personnel du ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs (METP) pour les problèmes posant des risques élevés. L'industrie et le gouvernement ont également élaboré d'autres stratégies et d'autres recommandations pour faire en sorte que les dispositions de ces textes soient respectées, notamment par les fabricants de produits de base.

L'étude fédérale-provinciale conjointe sur la gestion du fumier de bétail et de volaille dans la partie inférieure de la Vallée du Fraser (*Management of Livestock and Poultry Manures in the Lower Fraser*

Valley; Brisbin 1995) est un exemple du genre d'initiatives prises au sujet des effets environnementaux de la gestion des déchets agricoles. L'association entre l'agriculture, d'autres activités et la pollution de l'eau a également été examinée par le METP, et ses constatations ont été publiées dans le document intitulé *Tackling Non-Point Source Water Pollution* (Brisbin 1995). Les mesures qu'il convient de prendre pour atténuer le problème posé par la surproduction de fumier dans la partie inférieure de la vallée du Fraser sont actuellement élaborées en consultation avec les parties concernées. Elles comprennent ce qui suit:

- Le METP, le ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation et trois organismes agricoles ont préparé un protocole d'entente officialisant les services consultatifs fournis par les pairs afin de contribuer à résoudre les problèmes environnementaux et de promouvoir une agriculture durable. Un processus de médiation devant servir à résoudre les problèmes pratiques causés par ces services a été mis en place dernièrement.
- Des groupements de producteurs ont été créés dans un but de conservation, avec l'aide de fonds fédéraux fournis dans le cadre du Plan vert. Ces organisations ont élaboré des programmes de gestion de l'environnement à la ferme.
- Un groupement d'éleveurs de volaille, le Sustainable Poultry Farmers Group, a mis sur pied un programme de transport du fumier afin de faciliter la conformité aux dispositions du *Code of Agricultural Practice for Water Management*. Grâce à cette approche, on est parvenu à transférer dans d'autres régions quelque 40% du fumier produit en trop dans la région de South Matsqui.
- Le gouvernement et l'industrie du porc préparent un plan de transition grâce auquel les éleveurs de porcs pourront se conformer à la réglementation. En collaboration avec le gouvernement, l'industrie étudie la possibilité d'implanter des installations de traitement et d'agrandir les installations de stockage. Certaines possibilités de financement de ces dernières seront offertes par l'intermédiaire du programme Investment Agriculture.
- Un plan d'action en dix points sur l'agriculture et l'environnement a récemment été adopté par l'industrie agricole et le gouvernement provincial. Un comité d'étude examine actuellement toutes les questions agroenvironnementales pour lesquelles des consultations et des mesures s'imposent.

L'article 12 de la loi provinciale de 1997 sur la protection des poissons (*Fish Protection Act*) impose la mise en œuvre de règlements municipaux, dans les cas stipulés, pour assurer la protection et l'amélioration des zones riveraines pouvant faire l'objet d'aménagements résidentiels, commerciaux ou industriels. Les agriculteurs ne sont pas tenus de respecter les dispositions de cette partie de la loi si d'autres outils d'intervention ont été élaborés pour protéger et améliorer les zones riveraines des secteurs agricoles.

Manitoba

Afin d'empêcher que la détérioration de la qualité de l'eau atteigne des niveaux inacceptables, le gouvernement du Manitoba a élaboré des normes, objectifs et recommandations (*Manitoba Water Quality Standards, Objectives, and Guidelines* (2000)) qui fixent des paramètres spécifiques pour les éléments nutritifs (tableau 6.3). Ces objectifs sont analogues à ceux des Recommandations pour la qualité des eaux au Canada, mais ils ont été adaptés de manière à pouvoir être atteints en des endroits spécifiques. Les *Manitoba Water Quality Standards, Objectives, and Guidelines* facilitent l'élaboration des restrictions relatives aux effluents industriels et municipaux, l'évaluation de la qualité des eaux de surface et la détermination de l'adéquation des eaux à certains usages. Les informations

fournies dans le document susmentionné servent également à prévoir les coûts de traitement en des endroits spécifiques et à élaborer des stratégies permettant de maîtriser les formes d'utilisation des terres.

La province a également publié, au sujet des problèmes de qualité de l'eau, différents documents qui ont pour but de mieux sensibiliser la population et de l'amener à faire sa part. Le *Manitoba Clean Water Guide* de 1997, qui est publié par le ministère de l'Environnement, ainsi que plusieurs brochures sur la qualité de l'eau de plans d'eau spécifiques, sont des exemples du genre de documents qui s'adressent aux associations de propriétaires de chalets, aux districts de conservation et aux établissements d'enseignement.

Des études ont été effectuées par le ministère de l'Environnement sur des paramètres spécifiques (l'étude du phosphore dans le lac Clearwater par exemple), et le ministère a également effectué des évaluations d'ensemble de la qualité de l'eau (notamment dans le bassin hydrographique de la rivière Whitemud). Les données des études gouvernementales sont utilisées en conjonction avec les informations fournies par des programmes bénévoles, comme le Manitoba Environment Volunteer Water Sampling Program, pour guider les décisions de gestion prises par la province.

Le Manitoba fournit des informations sur les pratiques et systèmes de stockage, de manutention et d'évacuation des déchets issus du bétail (y compris le fumier) dans le cadre des *Farm Practices Guidelines for Dairy (or Poultry, Beef or Hog) Producers in Manitoba* (Manitoba Agriculture 1994). Le ministère de l'Agriculture produit également un guide de fertilité des sols (*Soil Fertility Guide*) qui fournit aux agriculteurs des renseignements techniques sur les éléments nutritifs et les applications d'engrais afin de promouvoir l'utilisation de pratiques optimales (Manitoba Agriculture 1999).

Enfin, le Manitoba publie des recommandations pour la gestion des applications de boues ou de produits biosolides sur les terres. Les préoccupations relatives aux éléments nutritifs (azote organique, ammoniac, nitrates) sont abordées dans ces recommandations générales qui varient selon l'endroit (par exemple en fonction du type de sol, de la sensibilité des eaux souterraines, etc.) et sont reflétées dans les permis ayant force obligatoire qui sont délivrés en vertu de la *Loi sur l'environnement* du Manitoba. Le traitement des boues avant leur application doit normalement inclure une digestion anaérobie ou des traitements équivalents. Le niveau de traitement, y compris en ce qui concerne la digestion anaérobie, est précisé dans chaque permis.

Le Manitoba élabore actuellement une stratégie de gestion des éléments nutritifs qui englobera la formulation d'objectifs de teneur en éléments nutritifs pour les cours d'eau, ces objectifs étant fixés sur la base d'une combinaison de considérations et de caractéristiques régionales et de la capacité de charge en éléments nutritifs du lac Winnipeg.

Nouveau-Brunswick

Pour l'essentiel, le Nouveau-Brunswick s'appuie sur les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada (1999) du CCME. Toutefois, la *Loi sur l'assainissement de l'eau* promulguée par la province en 1989 et son *Règlement sur la modification des cours d'eau* de 1990 permettent tous deux de traiter indirectement la question de l'introduction d'éléments nutritifs dans les systèmes aquatiques et de leurs effets subséquents. Le gouvernement provincial est sur le point d'adopter le *Règlement sur la classification des eaux* qui comprendra des normes de qualité pour l'oxygène dissout, les bactéries et

la structure des communautés benthiques pour les eaux non stagnantes. Durant le stade initial d'élaboration de la *Loi sur l'assainissement des eaux*, il était considéré comme un moyen de s'occuper des ressources en eau à l'échelle du bassin hydrographique et de faire participer la population à l'établissement des objectifs de qualité de l'eau.

Pour la protection des cours d'eau, le Nouveau-Brunswick s'appuie actuellement sur les recommandations de l'Ontario pour fixer des seuils de concentrations en éléments nutritifs dans les cours d'eau recevant des effluents. De plus, la province fait la promotion de pratiques de gestion optimales pour les utilisations des terres. Des pratiques optimales propres à certains sites ont été élaborées, notamment en ce qui concerne la création de zones tampons permettant de réduire la charge d'éléments nutritifs. Par exemple, alors que le ministère de l'Environnement est en droit de spécifier quelles pratiques sont autorisées dans un rayon donné autour des sources d'eau potable, en dehors de cette zone, il encourage simplement l'adoption de pratiques agricoles optimisant la protection des bassins hydrographiques. Des groupes voués à la protection des bassins ont également lancé une série d'activités et de projets afin de mieux sensibiliser la population aux problèmes posés par les excès d'éléments nutritifs. La campagne de remise en état de la zone riveraine entreprise par le groupe du Projet d'aménagement du bassin hydrographique du ruisseau Trout et les améliorations du système septique du Projet de développement durable de la rivière Buctouche constituent deux exemples de telles initiatives.

Par ailleurs, le gouvernement du Nouveau-Brunswick a publié les *Lignes directrices pour l'utilisation du fumier* (Ministère de l'Agriculture et de l'Aménagement rural du Nouveau-Brunswick 1997) qui présentent des orientations pour l'implantation et l'exploitation d'installations d'élevage, notamment en ce qui concerne l'application de fumier sur les terres agricoles.

Terre-Neuve

À Terre-Neuve, la protection de la qualité de l'eau, des habitats et de l'environnement contre les éléments nutritifs et d'autres agents tombe sous le coup de la *Waste Material Disposals Act* de 1990, de la *Environment Act* de 1995 et du *Environmental Control Water and Sewage Regulation* de 1996. De plus, la province élabore actuellement des recommandations pour l'élevage du bétail et de la volaille (*Farm Practice Guidelines for Livestock and Poultry*). Ces dernières traiteront spécifiquement des éléments nutritifs, des engrais et de l'eutrophisation. Par ailleurs, certains services (les Agricultural Extension Services et les Specialists on Crops, Soil & Agricultural Engineering Services) fournissent aux agriculteurs des informations techniques sur les éléments nutritifs et les applications d'engrais afin de promouvoir l'adoption de pratiques optimales. Cette initiative a pour but de prévenir l'eutrophisation des ressources en eau entraînée par les écoulements souterrains et le ruissellement de surface sur les terres agricoles.

Territoires du Nord-Ouest

Même si la charge en éléments nutritifs anthropiques ne constitue pas un problème dans une bonne partie du Nord, les rejets d'effluents municipaux qu'engendrent la croissance et l'urbanisation de la population risquent d'avoir un effet sur la santé humaine et la qualité de l'environnement. L'Office des eaux des Territoires du Nord-Ouest a pour politique de recourir aux meilleurs moyens pratiques de traitement des effluents municipaux avant qu'ils soient rejetés dans les cours d'eau. Cette politique a pour but de préserver la qualité des eaux du Nord et, selon l'Office, d'éviter les problèmes que l'on a laissés s'amplifier dans le sud du Canada, où, dans bien des cas, les restrictions imposées dans les

premiers temps de la croissance des agglomérations n'étaient pas suffisamment strictes.

En ce qui concerne les éléments nutritifs, les *Guidelines for the Discharge of Treated Municipal Wastewater in the Northwest Territories* de 1992 et les *Guidelines for Industrial Waste Discharge in the Northwest Territories* de 1998 recommandent des limites pour le phosphore. Toutefois, elles ne s'appliquent que dans certaines conditions et constituent rarement une condition préalable à l'obtention d'un permis. La détermination du genre d'installations de traitement des eaux usées qui est le plus pratique dans les communautés du Nord a été un facteur important dans l'élaboration de ces recommandations. Les inquiétudes suscitées par les concentrations en éléments nutritifs sont traitées dans le cadre des *Receiving Water Quality Objectives*, qui recommandent de maintenir, en dehors de la zone de mélange initial, les niveaux à des seuils qui permettent d'éviter les problèmes.

Nouvelle-Écosse

En Nouvelle-Écosse, la gestion et la protection des ressources aquatiques s'effectuent par l'intermédiaire de textes législatifs comme la *Environment Act* de 1995, *les Activities Designation Regulations* de 1995, les *Water and Wastewater Facility Regulations* de 1995 et les *On Site Sewage Disposal Regulations* de 1997. Ces textes ne traitent pas directement des éléments nutritifs, mais ils donnent les moyens d'imposer des exigences pour des sites particuliers. Des restrictions sont placées sur l'aménagement de sites afin de réduire le plus possible l'incidence sur la qualité de l'eau de diverses activités pouvant être à l'origine du rejet d'éléments nutritifs. Des modèles prédictifs et des évaluations de la capacité d'assimilation ont été utilisés pour fixer les limites.

Des directives opérationnelles ont été formulées pour différentes formes d'utilisation des terres (comme la foresterie et l'agriculture); ces directives incitent à adopter des pratiques de gestion optimales et à réduire les impacts causés à partir des sources diffuses. Des lignes de conduite pour la gestion des eaux usées qui ont été élaborées en 1992 imposent la réalisation d'études sur les eaux pour les principales installations de traitement, ce qui peut nécessiter la modélisation du phosphore total et la détermination de limites pour celui-ci. Des documents éducatifs ont également été préparés afin de renseigner la population sur les effets potentiels des rejets d'éléments nutritifs à partir des habitations et de promouvoir la prise de mesures préventives volontaires et une saine gestion des ressources aquatiques.

La préparation de plans de gestion des bassins hydrographiques fait l'objet d'une promotion en ce qui concerne les ressources publiques en eau potable et dans les bassins hydrographiques désignés dans le cadre du Programme des rivières du patrimoine canadien. Dans les deux cas, le problème posé par différents contaminants, dont les éléments nutritifs, serait traité.

Des politiques adoptées récemment interdisent l'implantation d'installations aquacoles commerciales dans les étangs et les lacs d'eau douce. Les installations aquacoles terrestres sont assujetties à des restrictions qui limitent les émissions d'éléments nutritifs.

Le ministère provincial de l'Environnement soutient plusieurs programmes de contrôle de la qualité de l'eau à des endroits précis, des programmes qui ont pour but de répondre aux préoccupations exprimées localement en ce qui concerne les éléments nutritifs. Ils comprennent notamment le Metro Areas Lakes Program, qui sert à assurer la surveillance de la charge d'éléments nutritifs et de la biomasse phytoplanctonique dans les zones protégées; des programmes communautaires locaux

permettant de surveiller la charge d'éléments nutritifs et d'autres paramètres dans certains plans d'eau et un programme municipal de surveillance bénévole des lacs qui contribue à la protection des lacs contre les effets et l'extension des quartiers résidentiels.

Pour le secteur agricole, il existe des recommandations d'exploitation (voir par exemple Brenton et Mellish 1996; Robinson et Gordon 1996) en plus d'une initiative écologique récente, la Green Farm Initiative. Cette dernière vise à faire adopter des pratiques de gestion optimales dans le but de corriger et de prévenir les effets néfastes sur les ressources aquatiques. Pour l'industrie, le ministère de l'Environnement a introduit un programme de prévention de la pollution qui régit les émissions de substances.

Ontario

Les *Water Management: Policies, Guideline and Provincial Water Quality Objectives* (MEEO 1994) orientent la gestion des eaux de surface et souterraines de l'Ontario . Ces document permettent de déterminer les limites d'utilisation qui serviront à protéger les ressources en eau de la province. Les moyens par lesquels ces limites sont définies sont choisis localement en fonction des conditions existantes et compte tenu d'autres stratégies de gestion de la pollution.

Les objectifs provinciaux de qualité de l'eau s'appuient sur des critères de qualité ambiante fixés de manière à préserver la qualité des eaux de surface de l'Ontario (tableau 6.3). Ces critères visent les eaux de surface, mais ils peuvent aussi être appliqués aux eaux souterraines là où elles se déchargent dans des eaux de surface. Même si les critères couvrent la quasi-totalité des eaux de la province, des objectifs provisoires de qualité ont été formulés en réponse à des préoccupations particulières. Par exemple, l'accroissement de l'usage récréatif des lacs entraîne fréquemment des proliférations de phytoplancton ainsi que d'autres effets indésirables sur les plans esthétique et biologique. Un faible débit et des apports agricoles peuvent également être à l'origine de fortes concentrations de phosphore dans les bassins hydrographiques. Les objectifs provisoires sont établis en prenant le phosphore total comme référence générale devant être utilisée en conjonction avec des études menées aux endroits visés. Ces objectifs provisoires ont été élaborés afin de prévenir la détérioration des qualités esthétiques, d'éliminer la croissance excessive de végétaux dans les cours d'eau, d'éviter la nuisance que constituent les concentrations d'algues dans les lacs et de protéger la diversité des conditions trophiques tout en laissant la porte ouverte au développement. Par conséquent, l'Ontario vise actuellement, pour les lacs du bouclier précambrien, un objectif provisoire de concentrations en phosphore dans le cadre duquel les valeurs de brassage convectif de printemps peuvent dépasser de 50% les niveaux antérieurs au développement. Un rapport d'étude intitulé *Rationale for a Revised Phosphorus Criterion For Precambrian Shield Lakes in Ontario* publié par le ministère de l'Environnement de l'Ontario en janvier 1998 indique que les nouveaux objectifs de concentrations en phosphore se justifient par la nécessité de prévenir l'évolution indésirable de l'écosystème aquatique causée par une intensification de la croissance des algues.

Du point de vue de l'évaluation, les concentrations en phosphore des eaux réceptrices sont mesurées par l'intermédiaire du Réseau de surveillance de la qualité de l'eau de la province. Les données recueillies sont utilisées au palier régional pour préparer des évaluations des eaux réceptrices et émettre des certificats d'approbation. Ces derniers sont des instruments juridiques grâce auxquels il est possible de limiter les concentrations ou les charges en phosphore. Ce sont les inquiétudes manifestées dans les années 1960 au sujet de l'eutrophisation des Grands Lacs, ainsi que les

obligations contractées en vertu de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs conclu par le Canada et les États-Unis (à la suite de l'Accord Canada-Ontario de 1971) qui ont conduit à la mise en œuvre de ces mesures.

L'Ontario a également mis en place un nombre considérable d'initiatives volontaires. Au sein du ministère de l'Environnement, l'une des plus notables est celle qui concerne la gestion du phosphore total. Une fois instaurée officiellement, cette initiative régira l'intégralité des rejets de phosphore. Par exemple, si l'auteur d'un rejet souhaite accroître sa charge en phosphore, il faudra normalement qu'il obtienne une dérogation lorsque l'objectif provincial de qualité de l'eau est dépassé. Il est possible d'obtenir une telle dérogation en contrebalançant les effets à l'intérieur du bassin hydrographique touché, c'est-à-dire en réduisant les charges provenant de sources diffuses comme l'agriculture. Certaines administrations municipales demandent des compensations dans une proportion d'au moins deux pour un.

Différentes initiatives ont également été prises dans le secteur agricole par le ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales (MAARO) et des organismes comme la Ontario Farm Environmental Coalition, AGCare et l'Association pour l'amélioration des sols et des récoltes de l'Ontario. Le gouvernement ontarien fournit par ailleurs des informations sur les pratiques et systèmes de stockage, de manutention et d'évacuation des déchets d'élevage (y compris le fumier) dans la *Ontario Nutrient Management Strategy* (Ontario Farm Environmental Coalition 1998). L'Ontario publie des recommandations sur les grandes cultures qui fournissent aux agriculteurs des informations techniques sur les applications d'éléments nutritifs et d'engrais afin de promouvoir l'adoption de saines pratiques (par exemple, MAAAO 1994). L'Ontario Farm Environmental Coalition (1998) prépare actuellement une politique de gestion des éléments nutritifs agricoles et encourage le MAAAO à intégrer celle-ci, ainsi que les méthodes qui s'y rapportent, dans le projet de loi 146 sur la protection de l'agriculture et de la production alimentaire.

Île-du-Prince-Édouard

Des études effectuées à l'Île-du-Prince-Édouard ont permis de constater des problèmes d'eutrophisation, et notamment une production végétale excessive dans les parties supérieures de plusieurs estuaires, qui sont dans une large mesure causés par les activités de gestion des terres. En 1997, une table ronde sur les ressources et l'utilisation durable des terres a étudié les effets sur les ressources en eau de différentes formes d'utilisation des terres dans cette province et a recommandé d'apporter un certain nombre de changements aux utilisations actuelles. À la suite de ces recommandations, l'Île-du-Prince-Édouard prépare actuellement une loi grâce à laquelle des zones tampons protégeront tous les cours d'eau situés dans des régions d'élevage et de culture, notamment de production de pommes de terre.

Les données réunies au sujet des problèmes de qualité de l'eau qui affectent l'Île-du-Prince-Édouard (élévation des niveaux de nitrate dans les eaux de surface) et la préparation du projet de loi portant création de zones tampons ont contribué à sensibiliser la population et à donner naissance à des initiatives volontaires. Les milieux agricoles s'efforcent d'améliorer la gestion des terres dans le cadre de telles initiatives. Des études spéciales sont fréquemment faites pour évaluer l'incidence des rejets d'éléments nutritifs. De plus, l'Île-du-Prince-Édouard a préparé des lignes directrices (*Guidelines for Manure Management for Prince Edward Island*) qui recommandent l'adoption de certaines pratiques de gestion du fumier en plus de fournir des orientations au sujet de l'implantation et de l'exploitation des

nouvelles installations de confinement du bétail, de l'expansion d'installations existantes et des modifications de l'utilisation des terres dans les zones rurales (PEI Agriculture 2000).

Québec

Le Québec a produit des recommandations sur les éléments nutritifs afin de protéger la faune et la flore aquatiques ainsi que la qualité de l'eau, à des fins esthétiques et par rapport aux usages récréatifs (*Critères de qualité de l'eau de surface au Québec* 1998). Ces critères servent également de base à l'élaboration, pour les eaux réceptrices, d'objectifs qui s'appuient sur les techniques habituelles de décontamination. Adaptés des objectifs de l'Ontario, les critères de qualité du Québec pour le phosphore total ont pour but d'éviter la détérioration de la qualité esthétique des plans d'eau, d'empêcher une croissance excessive des végétaux dans les cours d'eau, de prévenir la concentration d'algues dans les lacs et de protéger la diversité des conditions trophiques sans empêcher pour autant le développement (tableau 6.3).

Le Québec ayant récemment modifié ses critères pour le phosphore total dans les lacs, les nouvelles lignes directrices autorisent une élévation des valeurs dans les lacs, durant la période où ils sont libres de glace, de 50% de plus que les niveaux de fond naturels (MEFQ 1998a). Comme c'est le cas pour les critères provinciaux de l'Ontario, ce nouvel objectif de teneur en phosphore se justifie par la volonté d'empêcher que des changements indésirables affectent l'écosystème aquatique à cause d'une intensification de la croissance des algues. Pour protéger les habitats des espèces sensibles (c'est-à-dire le touladi), les critères doivent être validés par la méthode d'établissement de la capacité de l'écosystème lacustre, qui est basée sur les concentrations hypolimniques en oxygène. Des critères de qualité des eaux de surface ont également été fixés pour l'ammoniac et les nitrites totaux; ils sont fondés sur ceux qui sont utilisés en Colombie-Britannique, en Ontario et aux États-Unis (tableau 6.3).

Les problèmes environnementaux causés par les rejets dans l'eau de substances toxiques par les villes, les industries ou l'agriculture ont été abordés à la fin des années 1970 dans le cadre du Programme d'assainissement des eaux du Québec. Celui-ci réglementait de manière générale les sources ponctuelles et ne permettait donc pas de bien réguler des sources d'éléments nutritifs comme le ruissellement agricole. Comme certains cours d'eau recevaient trop d'éléments nutritifs (surtout du phosphore et, en certaines saisons, de l'ammoniac) dans le cadre d'activités agricoles intensives, une réglementation a été élaborée en 1997 afin de réduire la pollution due aux activités agricoles (*Réglementation sur la réduction de la pollution d'origine agricole*, MEFQ 1998b). Cette réglementation fournit aux agriculteurs des plans techniques d'application d'éléments nutritifs et d'engrais afin de promouvoir l'utilisation de saines pratiques. Elle a également pour but d'empêcher l'eutrophisation des ressources en eau causée par l'écoulement souterrain et le ruissellement de surface dans les zones agricoles. Il existe aussi des directives pour le stockage du fumier qui visent à protéger les eaux souterraines et les cours d'eau. De plus, une loi prévoyant la création de zones tampons protège indirectement les eaux de surface contre les rejets d'éléments nutritifs. Cette loi est unique dans la mesure où, à l'inverse des autres plans provinciaux de gestion du fumier, elle comprend des lignes directrices pour l'application du fumier qui sont fondées sur les besoins en phosphore des sols et des cultures plutôt que sur les besoins en azote.

Saskatchewan

Ce sont les inquiétudes exprimées au sujet de la croissance excessive d'algues et de plantes

aquatiques dans le bassin de la rivière Qu'Appelle qui ont débouché sur la réalisation de l'une des premières évaluations de l'eutrophisation en Saskatchewan. En 1970, les gouvernements du Canada, de la Saskatchewan et du Manitoba ont conclu un accord prévoyant l'élaboration d'un cadre exhaustif d'aménagement et de gestion des ressources en eau du bassin et de ses ressources terrestres. Afin de donner suite aux recommandations formulées en vertu de cette entente, les gouvernements du Canada et de la Saskatchewan ont conclu en 1975 une entente de dix ans visant à protéger et à améliorer l'environnement de la vallée de la rivière Qu'Appelle ainsi que ses ressources et son patrimoine culturel et à promouvoir la croissance économique de la région grâce au tourisme et aux activités récréatives. Dans le cadre de cette entente, Regina a modernisé en 1976 ses installations de traitement des eaux usées pour qu'un traitement tertiaire soit effectué, Moose Jaw a détourné ses propres eaux usées vers les zones agricoles, où elles sont injectées dans des systèmes d'irrigation par aspersion, et l'on a procédé à l'évaluation des exploitations d'élevage du bassin avant de les moderniser ou de les déplacer, au besoin.

Les objectifs pour la qualité des eaux de surface énoncés en 1995 par la Saskatchewan facilitent la détermination des limites de rejets d'éléments nutritifs à partir de sources ponctuelles. D'autres textes, notamment des règlements comme les *Water Pollution Control et Waterworks Regulations* (1989), ne traitent pas directement des éléments nutritifs, mais offrent néanmoins les moyens législatifs d'imposer des exigences précises pour certains sites. L'eutrophisation des cours d'eau de la région a également débouché sur une initiative de protection des rives, la *Riparian Habitat Initiative*. La Saskatchewan a par ailleurs produit un manuel qui décrit des méthodes appropriées de manutention, d'utilisation et d'évacuation du fumier (SAF 1997).

Actuellement, un service du ministère de la gestion de l'Environnement et des Ressources de la province (Ecosystem Management Special Projects Unit) commence à établir les paramètres de surveillance écologique qui permettront de corriger les différents problèmes de qualité de l'eau. Les concentrations en éléments nutritifs constituent pour l'instant l'un des indicateurs proposés, mais aucun critère n'a encore été fixé. Le ministère a l'intention d'examiner les effets sur l'écosystème et, par conséquent, d'étudier les conséquences des apports d'éléments nutritifs non seulement sur la production primaire, mais aussi sur les autres éléments du réseau trophique aquatique.

Yukon

Habituellement, les milieux aquatiques et terrestres du Yukon ne présentent que de faibles concentrations en éléments nutritifs d' origine anthropique puisque la population est restreinte et que les ressources en eau sont abondantes. Les eaux usées de la plupart des collectivités du Yukon font au moins l'objet d'un traitement secondaire, c'est-à-dire qu'elles sont retenues dans des lagunes avant d'être épandues sur des terres ou dans des zones humides. Les eaux usées d'origine domestique de Dawson et de Carmacks ne subissent toutefois qu'un traitement primaire et sont directement évacuées dans le fleuve Yukon, mais l'incidence de ces rejets ne peut être détectée, principalement parce que les eaux sont froides et ont un débit élevé. Une grande installation d'aquaculture en eau douce occasionne cependant l'eutrophisation d'un cours d'eau, ce qui montre qu'il faut restreindre davantage les rejets d'éléments nutritifs pour protéger les autres formes d'utilisation de l'eau.

6.2. Règlements, recommandations et pratiques de gestion optimales en vigueur dans d'autres pays

Les éléments nutritifs font l'objet d'une gestion ou de préoccupations dans bien des pays du monde. Aux États-Unis, on estime que 50% des zones lacustres et 60% des parties rectilignes des cours d'eau sont impropres à leur usage désigné (par exemple, prélèvements d'eau potable, d'eau d'irrigation et d'eau pour l'industrie, pêche ou activités récréatives) parce qu'elles sont eutrophes (USEPA 1996). En Angleterre, on a constaté que 78 plans d'eau stagnante sur 102 étaient eutrophes ou hypereutrophes du point de vue de la concentration en phosphore total (Carvalho et Moss 1995), 62 rivières et canaux ont été désignés comme eutrophes sur 2 540 kilomètres (UK Environment Agency 1998). Une étude préliminaire de l'eutrophisation en Europe donne à penser que le problème est très répandu et qu'il est particulièrement grave en Belgique, au Danemark, en Allemagne, en Italie et aux Pays-Bas alors qu'il n'est que d'une intensité moyenne en Grèce, en Irlande, au Luxembourg et en Espagne (Chiaundani et Premazzi 1988). Puisque des inquiétudes continuent d'être exprimées au sujet de la détérioration généralisée de la qualité de l'environnement qu'entraînent les apports en éléments nutritifs, des efforts considérables de gestion des rejets dans l'environnement ont été déployés.

Cette section met en lumière certaines des mesures que prennent actuellement d'autres pays, sur le plan de la réglementation, des recommandations, des objectifs et des pratiques de gestion optimales, pour limiter les pertes d'éléments nutritifs et leurs effets environnementaux. Il existe essentiellement deux manières complémentaires d'aborder les problèmes posés par la pollution de l'eau:

- l'établissement d'objectifs de qualité ambiante qui définissent des critères minimums de qualité de l'eau, de l'air et des sols dans le but d'empêcher que des effets néfastes s'exercent sur les organismes aquatiques, la santé humaine, le bétail, etc.;
- le contrôle des sources ayant pour but de réduire le plus possible les quantités de polluants pouvant être rejetées dans l'environnement à partir d'une source donnée.

Les paragraphes qui suivent décrivent certaines des approches qui ont été utilisées ailleurs pour fixer des objectifs de qualité ambiante ou pour réduire les pertes d'éléments nutritifs à partir de sources ponctuelles et diffuses.

Établissement d'objectifs de qualité ambiante par rapport aux éléments nutritifs

Plusieurs pays (comme les États-Unis, l'Australie et la Nouvelle-Zélande) élaborent actuellement des moyens d'établir des critères chiffrés fondés scientifiquement concernant les apports d'éléments nutritifs et la croissance d'algues dans leurs écozones. Une approche fondée sur l'imposition directe de critères de concentrations en éléments nutritifs ne convient pas parce que la qualité de l'eau présente des différences intrinsèques d'une région à l'autre.

Aux États-Unis, la Environment Protection Agency a annoncé, en juin 1998, qu'elle va demander à tous les États d'élaborer et d'adopter des critères chiffrés de concentrations en éléments nutritifs et de croissance des algues pour toutes les eaux (USEPA 1998a). Des cadres d'établissement de critères scientifiques de concentrations en éléments nutritifs et de croissance des algues ont été ébauchés pour les cours d'eau, les lacs, les milieux humides et les estuaires et sont en cours de révision. Ces ébauches recommandent une approche pour l'établissement des critères. Par exemple, dans le document relatif aux cours d'eau, il est indiqué que l'élaboration des critères se baserait sur l'analyse des données sur les éléments nutritifs et les algues à des sites de référence et des sites touchés dans

le but d'établir des seuils statistiques prudents pour les sites où l'incidence est minime ou faible ainsi que des relations entre les concentrations en éléments nutritifs et en algues.

L'Australie et la Nouvelle-Zélande sont également en train de réviser les recommandations pour la qualité des eaux douces et marines publiées en 1992 par le Australian and New Zealand Environment and Conservation Council (ANZECC). Ces nouvelles recommandations ont principalement pour but de fournir un guide faisant autorité sur l'établissement d'objectifs de qualité de l'eau qui permettront de préserver les valeurs environnementales actuelles, et vraisemblablement futures, des ressources en eau naturelles et semi-naturelles des deux pays. De manière similaire aux ébauches de l'USEPA, l'ébauche ANZECC propose, pour l'établissement des lignes directrices à suivre concernant les éléments nutritifs, une approche qui tient compte de la nécessité d'adapter celles-ci à des types d'écosystème spécifiques (par exemple les cours d'eau des basses terres et des hautes terres, les lacs et réservoirs, les milieux humides, les estuaires et les eaux littorales et marines), pour des lieux ou des régions spécifiques, et de mettre les concentrations en éléments nutritifs en corrélation avec le risque d'effets préjudiciables.

Dans certains pays (par exemple au sein de l'Union européenne), l'élaboration de lignes directrices concernant les éléments nutritifs est située dans le contexte de plans de gestion des bassins hydrographiques. Un plan de gestion de bassin hydrographique énonce une vision commune en fixant des objectifs de qualité de l'eau liés à l'utilisation et en indiquant les mesures à prendre pour atteindre ces objectifs. Dans le passé, les efforts déployés pour améliorer la qualité de l'eau ont été généralement orientés vers la gestion d'une source ou d'un secteur en particulier. Dans bien des cas, cette approche a été couronnée de succès parce que, avant que le développement agricole, industriel et urbain devienne intensif, et avant que des progrès soient réalisés dans les techniques de traitement des eaux usées, il était souvent possible de retracer la pollution jusqu'à une source donnée. Maintenant, toutefois, à cause des progrès réalisés dans les sciences et la technologie de l'environnement, il est rare qu'une source donnée détermine l'état d'un plan d'eau du point de vue de sa concentration en éléments nutritifs. Il faut dorénavant s'occuper des effets cumulatifs de nombreuses sources distinctes de charges en éléments nutritifs (dont aucune ne peut être une source majeure de pollution), et cela ne peut être fait que dans le cadre de plans de gestion des bassins hydrographiques.

Un plan de gestion de bassin hydrographique suppose:

- l'évaluation de l'incidence des activités humaines sur les eaux de surface et les eaux souterraines dans chaque bassin, cette évaluation devant tenir compte de la pollution issue de sources ponctuelles, de la pollution provenant de sources diffuses, des ouvrages de captage d'eau et des autres activités humaines qui ont une incidence sur la qualité de l'eau;
- l'établissement d'objectifs écologiques de qualité et de quantité basés sur une évaluation des besoins en eau et des effets des activités humaines sur les plans d'eau;
- l'étude des différents moyens de gestion permettant d'atténuer la pollution;
- la mise en œuvre d'un programme de mesures qui permet d'atteindre les objectifs écoloqiques et fait intervenir les parties concernées, et notamment les sociétés d'approvisionnement en eau, les collectivités locales et les services gouvernementaux pertinents;
- l'établissement, la mesure de l'efficacité et le suivi de systèmes d'évaluation des progrès effectués vers l'atteinte des objectifs écologiques;
- l'examen périodique de l'efficacité du programme d'action.

L'élaboration de plans de gestion de bassins hydrographiques peut être limitée à un arrangement relativement officieux entre les parties concernées (par exemple les propriétaires des terres, les groupes de défense de l'environnement et l'administration publique locale) ou aller jusqu'à la promulgation officielle de règlements ou de directives. Si elle est adoptée, la directive-cadre pour l'eau (COM(97)49 final) de la Commission européenne imposera une gestion par bassin hydrographique; elle constitue un exemple de cette approche. Cette directive obligera à préparer pour tous les cours d'eau un plan de gestion du bassin hydrographique ayant pour but d'empêcher la détérioration de la qualité et la pollution des eaux de surface et souterraines, de dépolluer les eaux de surface et souterraines et d'assurer un équilibre entre le captage d'eau et la recharge des eaux souterraines (CE 1999b). Les mesures de dépollution engloberont tout ce qu'imposent les directives actuelles (notamment celles qui portent sur les rejets d'eaux usées urbaines et de nitrates d'origine agricole) et seront complétées par toutes les mesures supplémentaires qui s'avéreront nécessaires pour restreindre les sources de pollution, ponctuelle ou diffuse, dans le cadre de l'objectif énoncé.

Réduction des charges d'éléments nutritifs de sources ponctuelles

Dans le passé, les sources ponctuelles (effluents industriels et municipaux) constituaient les principales sources d'éléments nutritifs des écosystèmes aquatiques. Toutefois, comme il est facile de détecter et de réglementer de telles sources, les rejets d'éléments nutritifs ont baissé dans la plupart des pays industrialisés au cours des quatre dernières décennies. Malgré ces succès, la croissance démographique et l'augmentation de la demande de produits industriels ont fait que les apports provenant de sources ponctuelles continuent de contribuer substantiellement à la charge d'éléments nutritifs de nombreux écosystèmes. Il existe toutefois des solutions permettant de réduire davantage la charge imposée par les sources ponctuelles. Certaines de ces solutions sont décrites ci-après.

Traitement obligatoire de toutes les eaux usées municipales. Au sein de l'Union européenne comme aux États-Unis, le traitement de toutes les eaux usées municipales est ou sera bientôt obligatoire. Aux États-Unis, par exemple, la *Clean Water Act* impose aux villes un délai pour la mise en place de moyens de traitement secondaire des eaux usées. Ce délai, qui était à l'origine fixé pour le milieu de 1977, a par la suite été repoussé par le Congrès au milieu de 1988. Selon la USEPA, 87% des collectivités l'ont respecté et 80% de celles qui ne l'ont pas fait étaient de petites agglomérations (comptant moins de 10 000 habitants). Les villes qui n'ont pas respecté le délai de 1988 sont maintenant tombées sous le coup d'un arrêté judiciaire ou administratif qui leur fait obligation de respecter dès que possible les dispositions de la loi.

Une directive de la Commission des communautés européennes relative au traitement des eaux urbaines résiduaires stipule que toutes les agglomérations dont l'équivalent-habitant est supérieur à 2 000 (un équivalent-habitant correspondant à une demande biochimique en oxygène sur cinq jours supérieur à 60 g d'oxygène par jour) doivent être équipées de systèmes de collecte des eaux résiduaires et de traitement secondaire (c'est-à-dire biologique). Pour certaines eaux marines, un traitement primaire (c'est-à-dire mécanique) peut être suffisant s'il est possible d'établir que cela ne porte pas préjudice à la qualité de l'eau. Les délais fixés pour l'atteinte des objectifs dépendent de la taille de l'agglomération ainsi que de la nature des eaux réceptrices. Ils vont de 1998 (pour les collectivités ayant un équivalent-habitant supérieur à 10 000 dont les eaux résiduaires sont rejetées dans des zones sensibles) à 2005 (pour celles dont l'équivalent-habitant est inférieur à 10 000). Depuis 1998, tout rejet de boues d'épuration dans des plans d'eau est interdit. La directive stipule

également qu'après décembre 2000, les eaux usées provenant de la plupart des industries de fabrication d'aliments et de boissons devront respecter les conditions fixées pour les agglomérations ayant un équivalent-habitant de 4 000 ou plus (CE 1999a).

Retrait du phosphore des eaux usées par des moyens évolués. Le retrait du phosphore par des moyens évolués est une technique bien établie de traitement des eaux usées. Certaines administrations ont promulgué des directives stipulant que les installations municipales de traitement des eaux usées dont les rejets s'effectuent dans des eaux sensibles doivent adopter des moyens évolués de retrait du phosphore. Par exemple, la directive de la Commission des communautés européennes relative au traitement des eaux usées urbaines indique que les agglomérations rejetant des eaux usées dans ce qui est défini comme des zones sensibles (c'est-à-dire des plans d'eau eutrophes ou risquant de le devenir) doivent être munies d'installations permettant un traitement plus poussé que le traitement secondaire (CE 1999a).

Modernisation des égouts. La réparation et le remplacement des systèmes d'égout ont permis de réduire la charge en polluants dans de nombreuses villes, au Canada comme à l'étranger. Ils permettront en effet de réduire les infiltrations qui se produisent lorsqu'il pleut et les fuites. La transformation des systèmes d'égout unitaires en systèmes séparatifs ou le captage dans des installations/lagunes de confinement des eaux pluviales initiales, les plus toxiques, afin qu'elles fassent ultérieurement l'objet d'un traitement dans les installations municipales, empêche que des eaux d'égout non traitées contaminent les eaux de surface.

Réduction des pertes d'éléments nutritifs à partir des sources diffuses

Il est pratiquement impossible d'assurer une production agricole à grande échelle sans qu'une certaine quantité d'éléments nutritifs soit rejetée dans les eaux souterraines et de surface ainsi que dans l'atmosphère. Toutefois, l'incidence de l'agriculture sur la qualité de l'eau en est venue à susciter des inquiétudes dans bien des pays. La USEPA, par exemple, considère que les activités agricoles constituent la principale cause d'altération de la qualité de l'eau des cours d'eau et des lacs (USEPA 1994 a, b). Cette tendance n'est pas surprenante, puisque l'agriculture est l'un des plus grands utilisateurs des terres aux États-Unis (USEPA 1998b). L'élevage est au centre d'une bonne partie de ces préoccupations là où son intensification sur le plan géographique dans certaines régions suscite de grandes inquiétudes au sujet de la capacité des terres agricoles à assimiler les apports d'éléments nutritifs provenant des déjections animales sans que des pertes environnementales substantielles se produisent en termes d'érosion, de ruissellement, de lessivage et de vaporisation. Il existe toutefois aujourd'hui des solutions scientifiques qui permettent de réduire les pertes d'éléments nutritifs d'origine agricole; ces solutions sont décrites ci-après. La réduction des pertes d'éléments nutritifs débouche normalement sur des améliorations de la qualité de l'environnement.

Plans exhaustifs de gestion des éléments nutritifs à la ferme. La plupart des provinces du Canada ont mis en œuvre ou élaborent actuellement des stratégies de gestion (ou « comptabilisation des éléments nutritifs ») de la production, du stockage et de l'utilisation des éléments nutritifs agricoles à la ferme. Il s'agit là d'un moyen très efficace d'améliorer la gestion des éléments nutritifs par les agriculteurs, le but ultime étant de réduire la surfertilisation. D'autres administrations (notamment plusieurs États américains) imposent également l'adoption de plans de gestion des éléments nutritifs, et notamment la présentation de plans de gestion du fumier par les dirigeants des grandes exploitations d'élevage

(normalement celles qui comptent plus de 300 à 1 000 têtes de bétail [plus de 136 000 à 454 000 kilogrammes (300 000 – 1 000 000 poids)], selon l'État) à l'autorité régionale compétente.

Plans régionaux de gestion des éléments nutritifs dans l'agriculture. Dans les régions d'élevage intensif où la superficie terrestre utilisable à des fins agricoles n'est pas suffisante pour qu'il soit économique et sécuritaire sur le plan environnemental d'épandre du fumier, les éleveurs et les agriculteurs peuvent collaborer de manière à ce que le fumier animal soit épandu sur des terres manquant d'éléments nutritifs. Il est possible d'arriver à ce résultat grâce à un réseau cohérent d'exploitants agricoles qui coordonne l'échange des surplus de fumier entre les éleveurs et les agriculteurs de manière à éviter une surconcentration des applications et à assurer la redistribution du fumier sur une plus vaste superficie. Un tel réseau centralisé a été mis en place aux Pays-Bas, où une commission du fumier a été créée pour faire en sorte que le fumier soit épandu sur des sols pauvres. Dans ce pays, le gouvernement cherche à équilibrer l'épandage de manière à ce que, d'ici une dizaine d'années environ, la quantité de phosphates et d'azote appliquée sous la forme de déjections animales et d'engrais chimiques équivaille approximativement à la quantité d'azote et de phosphates utilisée par les cultures.

Dans certains cas, pour limiter la surapplication de fumier, il peut être nécessaire de réorganiser l'élevage en plus petites exploitations, afin de rationaliser l'épandage sur le plan économique. Aux Pays-Bas, par exemple, le gouvernement insiste pour que les grandes exploitations agricoles garantissent que les fumiers sont épandues sur des superficies suffisantes pour que l'épandage soit sécuritaire. Si elles ne peuvent donner cette garantie, elles doivent réduire leur taille. En d'autres termes, les Pays-Bas s'efforcent d'adapter le secteur de l'élevage à la superficie des terres.

L'efficacité de la gestion des éléments nutritifs dans les exploitations agricoles passe également par l'utilisation d'autres moyens, notamment l'évaluation du lieu choisi pour un élevage intensif ou des cultures intensives (comme le maïs) et de la proportion de terres qui est laissée en jachère par rapport à celle soumise à la culture intensive. En Europe, par exemple, la répartition des terres arables a changé, surtout depuis 1993, année où la réforme de la Politique agricole commune est entrée en vigueur. Même si l'objectif premier de cette politique était de faire mettre des terres arables en jachère afin d'éviter les surplus de blé, elle a également eu pour effet de réduire la superficie sur laquelle des produits chimiques étaient épandus à des fins agricoles.

Recommandations pour l'application de fumier sur les sols. Les applications de fumier et d'engrais commerciaux devraient être effectuées en fonction de l'équilibre à réaliser entre les besoins des cultures en éléments nutritifs et les quantités fournies par les sols et les engrais. Ces recommandations sont habituellement basées sur des taux d'application d'azote parce que l'azote est normalement l'élément nutritif dont l'absence limite la croissance des végétaux. Toutefois, le fumier est plus riche en phosphore qu'en azote, de sorte que, pour obtenir le niveau d'azote nécessaire aux cultures, on enrichit à outrance le sol en phosphore. Même si la plupart des sols peuvent en fixer une grande quantité, le phosphore excédentaire finit par aboutir dans les eaux de surface, où il peut entraîner une eutrophisation. Certains pays où la gestion du fumier provenant de l'élevage intensif constitue depuis longtemps un problème ont adopté des lignes directrices pour la teneur en phosphore du fumier épandu (notamment les Pays-Bas et la Belgique).

Gestion des pertes d'éléments nutritifs à partir des installations d'aquaculture. L'aquaculture se pratique depuis longtemps dans des pays comme la Nouvelle-Zélande, le Japon, les États-Unis et la Norvège. Des règlements ou des codes de pratique y ont donc été adoptés afin de réduire les effets environnementaux, notamment ceux qui sont associés aux pertes d'éléments nutritifs. Ils impliquent:

- l'établissement de critères de choix du site ayant pour but de réduire l'incidence des pertes en éléments nutritifs provenant des cages et des rejets de déchets et de déterminer si un plan d'eau peut effectivement recevoir une installation aquacole;
- l'installation des cages en eau libre de façon à ce qu'elles soient placées à distance des rives et des eaux faisant l'objet d'une réglementation;
- l'adoption de critères de collecte et de traitement des eaux usées, surtout en ce qui concerne l'utilisation des cages en eau douce;
- l'utilisation de saines pratiques de gestion dans le cadre de l'exploitation générale du site, de l'évacuation des déchets et des ordures et des méthodes d'alimentation des poissons.

6.3. Nouvelles technologies de réduction des charges d'éléments nutritifs

Les sciences de l'environnement et les techniques modernes progressent à un rythme remarquable et donnent lieu à des innovations qui accroîtront l'efficacité de l'utilisation des éléments nutritifs dans différents secteurs. On peut certainement s'attendre à ce que la qualité de l'environnement s'améliore à mesure que les pertes d'éléments nutritifs diminueront grâce à de nouvelles techniques aussi bien qu'à des techniques bien établies. Voici quelques exemples de nouvelles techniques ou de techniques émergentes.

Récupération et recyclage du phosphate des eaux usées. La chimie de la récupération et du recyclage du phosphate semble relativement simple. Même si les applications industrielles de ce procédé dans des installations municipales de traitement des eaux usées ne font que débuter, nombre d'installations expérimentales et de démonstration fonctionnent déjà. Cette technique semble largement en mesure de permettre de récupérer le phosphore sous forme de phosphates dans les installations municipales de traitement des eaux usées, de manière à ce qu'il puisse être recyclé par l'industrie des détergents phosphatés et dans le cadre d'autres usages industriels de niveau supérieur. De plus, le recyclage des phosphates extraits des eaux usées réduira les quantités de boues d'épuration et les cendres produites lorsque ces boues sont incinérées, en plus de restreindre les quantités de produits chimiques employées dans les installations d'épuration.

Assimilation accrue des éléments nutritifs par le bétail. Le bétail n'assimile que de 20 à 40% du phosphore et de l'azote contenus dans les aliments. Dans les végétaux, c'est l'acide phytique qui constitue la principale forme de phosphore. Les porcs et la volaille manquent de phytase (qui décompose l'acide phytique, tandis que l'organisme des vaches en contient. Des techniques toutes nouvelles permettent d'en ajouter, ainsi que d'autres suppléments, dans le régime alimentaire des animaux (ce progrès est toutefois tempéré par des effets secondaires sur la santé des bêtes) ou de mieux adapter le régime alimentaire de l'animal à ses besoins. Des procédés de génétique végétale permettant de réduire la teneur en acide phytique des végétaux sont également étudiés.

Amélioration de la formulation des aliments utilisés en aquaculture. De 20 à 30% seulement de l'azote et du phosphate ajoutés dans le cadre des activités aquacoles sont incorporés dans la biomasse ichtyque et récupérés lors de la récolte. Les 70 ou 80% restants sont perdus dans l'environnement

sous forme de déjections et de fragments d'aliments non consommés. Des améliorations de la qualité des aliments ont déjà permis de réduire le coefficient alimentaire (rapport entre le poids humide des aliments utilisés et le poids humide des poissons produits). La préparation de nouvelles formulations devrait continuer d'être concentrée sur l'élaboration d'aliments plus digestes et nutritivement plus équilibrés de manière à réduire les rejets de déchets alimentaires.

Traitement des déchets d'origine animale. Puisque les industries de l'élevage et de la volaille prennent de l'expansion et deviennent plus intensives, elles produisent des quantités substantielles de fumier qu'il faut recueillir, stocker et utiliser efficacement. Il existe un vaste éventail de systèmes de gestion intégrée du fumier grâce auxquels il est possible de recueillir, de transférer, de stocker, de traiter et d'utiliser efficacement une grande diversité de sources et de qualités d'éléments nutritifs contenus dans le fumier. Même si le traitement des déchets d'origine animale ne constitue pas une nouvelle technologie, il est peu répandu puisque les éleveurs et les producteurs de volaille n'ont guère été incités à mettre en œuvre de telles techniques et pratiques écologiques. Dans le secteur de l'élevage intensif, la possibilité de réduire le risque de contamination par le fumier des eaux de surface et souterraines grâce à un traitement des déchets d'origine animale devrait être évaluée.

Pratiques optimales de gestion des éléments nutritifs. La contribution de l'agriculture à la pollution de sources diffuses varie fortement puisqu'il s'agit d'une fonction complexe de l'utilisation des terres, des systèmes de culture, des types de sol, du climat, de la topographie, des caractéristiques hydrologiques et des pratiques agricoles de gestion des éléments nutritifs. Malgré cette complexité, des pratiques de gestion des éléments nutritifs basées sur la recherche qui permettent de réduire efficacement la pollution de sources diffuses ont été élaborées dans de nombreux pays, dont le Canada. De nouvelles pratiques de gestion optimales visant des cultures, des formes d'élevage ou des conditions géographiques déterminées sont continuellement mises au point. L'adoption plus généralisée par l'agriculture des pratiques optimales de gestion des aliments nutritifs récemment élaborées ou actuellement recommandées est essentielle si l'on veut améliorer substantiellement la qualité de l'environnement.

Bien que la question des pratiques de gestion optimales soit le plus souvent abordée dans le contexte des pratiques agricoles, il est également nécessaire de faire adopter de telles pratiques par d'autres secteurs concernés par la gestion des terres, par exemple dans le cas du défrichement effectué en vue d'activités pétrolières, gazières et minières, de la récole de bois d'œuvre et de l'aménagement d'agglomérations. Même si l'élaboration de pratiques de gestion des éléments nutritifs dans d'autres secteurs que l'agriculture a moins retenu l'attention, de plus en plus de recherches sont effectuées sur les pratiques de gestion optimales qui permettent effectivement de réduire la pollution de sources diffuses propres à d'autres secteurs terrestres. Il est essentiel de poursuivre les recherches et de mettre en œuvre des pratiques optimales de gestion des éléments nutritifs dans les activités d'aménagement des terres si l'on veut améliorer substantiellement la qualité de l'environnement.

6.4. Conclusions

Au Canada, c'est d'abord à propos des systèmes aquatiques, et notamment des lacs Érié et Ontario, que le problème posé par une charge excessive d'éléments nutritifs a été constaté, à cause des désagréments évidents qu'entraîne l'eutrophisation: écume produite par les algues bleues, odeurs et goûts déplaisants, plages à l'aspect repoussant. Des études scientifiques ont déterminé que c'est aux

éléments nutritifs, et surtout au phosphore, qu'il faut attribuer cette pollution. Les gouvernements fédéraux et provinciaux ainsi que les administrations territoriales ont réagi en prenant toute une série de mesures qui vont de la promulgation de lois et de règlements à la publication d'objectifs et de recommandations en passant par la promotion de pratiques de gestion optimales (tableau 6.1). Au fil des années, ces mesures ont été affinées lorsque de nouvelles données étaient recueillies. Dans bien des administrations, on est passé d'une attitude consistant à réagir aux problèmes à une attitude plus dynamique et préventive. Cette évolution est le fruit d'une tendance croissante à considérer que la protection de l'environnement doit s'inscrire dans le cadre d'une approche écosystémique.

Nombre des méthodes employées au Canada pour réduire les charges d'éléments nutritifs et les effets environnementaux qui y sont associés sont également utilisées dans d'autres pays. L'imposition de limites par l'intermédiaire de permis, par exemple, est un outil bien établi et largement employé pour réglementer les rejets d'eaux usées par les installations d'épuration des effluents industriels et municipaux. Toutefois, par rapport au Canada, les pays où les peuplements humains sont plus anciens et où l'agriculture intensive se pratique depuis plus longtemps ont eu tendance à se montrer plus stricts pour la réduction des charges d'éléments nutritifs imposées à l'environnement. Plusieurs pays (comme les États-Unis, l'Australie, la Nouvelle-Zélande et les pays de l'Union européenne) élaborent également des cadres de référence pour l'établissement de critères régionaux de rejet d'éléments nutritifs basés sur une assise scientifique solide.

De nouvelles techniques continuent de compléter les moyens déjà bien éprouvés de réduire l'impact des éléments nutritifs sur l'environnement. Elles vont de méthodes de limitation à la source des rejets d'éléments nutritifs à des pratiques permettant de réduire l'incidence de ces rejets sur l'environnement. Les politiques environnementales devraient donc continuer d'être axées sur l'intégration dans les solutions pratiques des moyens scientifiques les meilleurs et les plus évolués.

7.0 Nouveaux enjeux

Faits saillants

- Dans le lac Érié, les charges de phosphore se situent maintenant à près de la moitié des charges maximales enregistrées au début des années 1970. Ces réductions, combinées avec l'introduction de la moule zébrée (*Dreissena sp.*) ont rendu l'eau du lac plus claire. Des inquiétudes ont cependant été exprimées au sujet des effets nocifs sur la quantité et les types de poisson pêchés.
- L'urée a longtemps été le produit chimique le plus communément utilisé pour faire fondre la glace accumulée sur les pistes et les avions. Comme son principal produit de fractionnement est l'ammoniac, qui peut être toxique pour les organismes aquatiques, les aéroports commencent maintenant à utiliser de l'acétate de potassium et du formiate de sodium, qui sont moins toxiques, même s'ils sont également moins efficaces pour le dégivrage.
- L'été, un phénomène appelé « brume blanche » se produit dans le sud de la Colombie-Britannique, lorsque l'ammoniac du fumier se volatilise dans l'atmosphère et y entre en réaction avec les particules du smog urbain.
- Les produits ignifuges utilisés contre les feux de forêt sont, pour l'essentiel, des engrais épandus afin de stimuler la croissance des plantes vertes pour qu'elles freinent la propagation des incendies
- La production animale s'est intensifiée dans de nombreuses parties du Canada. Même si le nombre d'élevages de vaches, de porcs et de poulets a diminué de 59% entre 1976 et 1996, le nombre de ces animaux a augmenté de 39%.
- On s'attend à ce que la production de poissons, crustacés et coquillages des installations aquacoles canadiennes double entre 1997 et 2005.

Ces dernières années, différents problèmes ayant un rapport spécifique avec les niveaux d'éléments nutritifs et leurs effets environnementaux, sanitaires ou économiques ont été mis en lumière. Ils vont des préoccupations exprimées au sujet des effets négatifs des réductions de la charge en phosphore des Grands Lacs sur la pêche aux conséquences, pour la santé des écosystèmes aquatiques, de l'utilisation de produits ignifuges dans la lutte contre les incendies et de produits de dégivrage sur les aéronefs et les pistes, en passant par celles que soulèvent la viabilité économique et la sécurité environnementale de l'épandage de fumier et de biosolides extraits des eaux usées. Ce chapitre explore les aspects scientifiques et gestionnels de ces questions.

7.1. Faibles concentrations de phosphore dans le secteur inférieur des Grands Lacs

L'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs conclu en 1972 entre le Canada et les États Unis comporte des dispositions qui ont pour but d'atténuer les problèmes posés par la présence d'algues désagréables par l'intermédiaire de réductions de la charge de phosphore. Les objectifs fixés à cet égard ont été atteints vers 1986, principalement grâce à la construction de nouvelles installations de traitement des eaux usées et à l'adoption de techniques de précipitation du phosphore dans les installations anciennes. Les objectifs de charge ont été fixés à environ la moitié des charges maximales du début des années 1970 et les concentrations en phosphore ont évolué en proportion dans l'ensemble des lacs. Dernièrement, la validité des objectifs de charge établis dans le cadre de

l'Accord a été remise en question à la lumière de la modification de l'écologie du lac par les moules zébrées et quagga (*Dreissena sp.*), qui ont commencé à envahir le secteur inférieur des Grands Lacs en 1988. Les industries de la pêche commerciale et de la pêche sportive ont en effet remarqué que des fluctuations et des déclins survenaient chez certaines espèces de poisson. On estime que ces phénomènes tiennent à la pression excessive qu'exercent les moules à la base (algues) de la chaîne alimentaire des zones de broutage. Simultanément, les réseaux trophiques changent au profit d'une nouvelle chaîne moules-gobies-achigans. Des concentrations en phosphore qui n'ont jamais été aussi basses ont été enregistrées dans l'est et le centre du lac Érié depuis l'invasion de *Dreissena*. Elles ont atteint leur point le plus faible en 1995 et ont augmenté en 1996 et 1997. Même si, au large dans le lac Érié, la clarté de l'eau n'a guère changé après l'invasion de moules (Charlton et al. 1998), l'eau est devenue notablement plus claire dans les zones les moins profondes, à proximité de la rive (Howell et al. 1996), parce qu'elle est filtrée par les moules (zones de broutage). L'abondance de phytoplancton (measurait en concentrations de chlorophylle a) ne semblent pas avoir beaucoup évolué dans les eaux du large, au centre et à l'est du lac, à la suite de l'invasion de *Dreissena*, par rapport à la réduction qu'avait précédemment entraînée la baisse des apports en éléments nutritifs. Cela signifie que même si la productivité du lac n'est pas aussi forte qu'au début des années 1970, son affaiblissement est survenu en majeure partie avant l'arrivée des moules. De plus, il est possible que l'atteinte des objectifs d'abaissement de la charge d'éléments nutritifs ait des effets à retardement qui viennent se conjuguer à ceux des moules et sont peut-être même plus importants que ceux-ci. Les moules peuvent occasionner une chute marquée des populations d'algues à proximité de la rive (Graham et al. 1996), c'est-à-dire dans les zones où les poissons passent les premiers stades de leur existence et sont sans doute les plus sensibles à un émiettement des zones de broutage. Les recherches se poursuivent concernant les effets des moules sur les populations de poisson et la manière dont ces effets s'exercent.

On a également voulu savoir si la faiblesse des concentrations en phosphore dans le secteur inférieur des Grands Lacs constitue une menace pour les populations de poisson. Au large dans le lac Érié, en été, les concentrations restent supérieures à celles du lac Huron même quand elles atteignent leur minimum, à cause des caractéristiques morphométriques du lac Érié et de la charge d'éléments nutritifs qui lui est propre. Or, la pêche se pratique encore dans le lac Huron. Les concentrations actuelles de phosphore et de phytoplancton ne menacent donc probablement pas en elles-mêmes la survie du poisson dans le lac Érié. La quantité et le type de poissons que l'on peut durablement y prélever pourraient toutefois s'en ressentir.

Certains défenseurs des intérêts de la pêche ont proposé, en guise de solution à ce qu'ils perçoivent comme une baisse de productivité des poissons, de réduire la quantité de phosphore que les installations de traitement de l'eau enlèvent durant les mois d'hiver. Les données accumulées indiquent que la réduction de la charge d'éléments nutritifs a entraîné une diminution du phosphore total d'environ 3 µg/L dans les bassins du centre et de l'est du lac Érié (Charlton et al. 1998). Par conséquent, si l'on suppose que le fonctionnement du lac n'a pas changé, il faudrait revenir aux niveaux de pollution par les éléments nutritifs des années 1960 pour augmenter la concentration en phosphore d'une valeur similaire. Toutefois, une bonne partie de la réduction de la charge de phosphore a été réalisée grâce aux restrictions imposées sur les eaux usées brutes et partiellement traitées. Par conséquent, une modification simple des moyens techniques employés, comme l'arrêt de la précipitation du phosphore dans les installations de traitement, ne fournirait qu'une partie de la différence entre les charges de phosphore antérieures et postérieures aux restrictions. La majeure

partie de la charge de phosphore des eaux usées qui est maintenant assujettie à des limites et pourrait être rendue disponible est déversée dans le bassin ouest. Son accroissement n'y aurait guère d'effet sur le phosphore des bassins du centre et de l'est, sauf si l'on autorisait un retour à une pollution effrénée toute l'année. La mise en œuvre de cette idée poserait notamment des problèmes pratiques dans les installations de traitement, en plus d'avoir des effets sur les propriétaires de terrain, sur la qualité de l'eau potable, sur celle des plages et sur les rejets associés de produits chimiques toxiques qui auraient autrement été supprimés en même temps que le phosphore. Par ailleurs, l'augmentation de la charge d'éléments nutritifs pourrait avoir d'autres effets néfastes en stimulant la croissance des algues bleues, qui paraissent maintenant occuper une situation favorable dans le bassin ouest. Il faudrait bien sûr tenir compte de l'état des affluents et des conséquences d'un apport d'éléments nutritifs sur les terrains riverains, qui sont déjà affligés par de désagréables accumulations d'algues *Cladophora sp.* La pêche semblait également donner des résultats adéquats entre 1985 et 1990, à une époque où, au large, les concentrations en chlorophylle étaient presque aussi faibles que ces dernières années. Il est par conséquent douteux que les apports d'éléments nutritifs à l'échelle du bassin que peuvent fournir les eaux usées suffisent à exercer une influence substantielle sur les populations de poisson. Le consensus scientifique est qu'on ne peut actuellement conseiller de modifier la politique de gestion du phosphore dans les Grands Lacs.

Les limites maintenant fixées pour la charge des eaux usées des Grands Lacs sont fonction de la concentration des effluents. Par conséquent, la charge de phosphore peut graduellement augmenter sous l'influence de la croissance démographique. Heureusement, il est possible d'appliquer plus rigoureusement les techniques actuelles d'enlèvement du phosphore pour maintenir les charges des eaux usées aux mêmes niveaux ou les abaisser. L'atténuation des problèmes d'eutrophisation dans les zones à propos desquelles des préoccupations sont exprimées dans l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs entraînerait une diminution des apports d'éléments nutritifs dans le lac. Les sources diffuses sont actuellement très nombreuses et il y en aura moins si l'on réussit à atteindre les objectifs d'amélioration de l'état des effluents et de prévention des pertes de cet élément précieux qu'est la couche arable. Les charges diffuses de phosphore sont en général peu assimilables par les algues parce que le phosphore est lié aux sols, sauf tout de suite après la pluie, quand les champs viennent de recevoir des engrais. Donc, même si la charge en phosphore total du lac peut être encore plus réduite grâce aux restrictions imposées sur les sources diffuses, seule une petite partie de cette diminution pourrait avoir des effets sur la productivité du lac. L'Accord visait à limiter la productivité du lac Érié afin d'améliorer la qualité de ses eaux, de ses plages et de ses habitats de poisson tout en empêchant que le lac s'autofertilise par régénération du phosphore dans les sédiments. Une certaine baisse de productivité est attendue, mais nous ne savons pas pour l'instant si elle sera amplifiée ou freinée par l'évolution du réseau trophique vers les populations benthiques.

7.2. Produits de dégivrage et de déglaçage: craintes soulevées par l'utilisation d'urée aux aéroports canadiens

Chaque hiver, les grands aéroports de l'hémisphère nord doivent composer avec la neige et le verglas qui viennent bouleverser les horaires des compagnies aériennes et compromettent la sécurité des personnes. Pour que les conditions restent sécuritaires pour les voyageurs, les administrations aéroportuaires font épandre des produits chimiques sur les aéronefs, les bandes de roulement et les pistes. Ces produits sont choisis en fonction de leur capacité à empêcher la formation de glace sur les aéronefs et sur les pistes (dégivrage) ou à faire fondre la glace et la neige existant déjà (déglaçage).

Au cours des trois dernières décennies, l'urée est le produit chimique qui a été le plus fréquemment employé par les aéroports canadiens pour le dégivrage et le déglaçage des pistes (Transports Canada 1990). L'urée a été choisie parce qu'elle ne corrode pas le métal des aéronefs, n'altère pas leur peinture et n'a pas d'effet sur le plastique de leurs fenêtres (Transports Canada 1994). Elle donne ce résultat en abaissant le point de congélation de l'eau à –11,5°C. Les taux d'application dépendent à la fois de la température de la piste, de la force du vent, des précipitations sur le revêtement du côté piste, du risque de pluie et de l'existence de conditions favorisant les précipitations. En général, un taux d'épandage de 15 g/m^2 suffit au déglaçage (Transports Canada 1972). Les quantités employées sont déterminées par l'épaisseur de la glace, et l'épandage a lieu après que l'on ait enlevé des pistes autant de neige et de glace qu'il est possible de le faire par des moyens physiques.

L'emploi de l'urée pour empêcher la formation de glace sur les pistes, même s'il donne de bons résultats, suscite de nombreuses inquiétudes du point de vue des possibilités de contamination de l'environnement. Les études effectuées au Canada et en Europe révèlent qu'il est possible que de 64% à 100% de l'urée épandue dans les aéroports soit directement rejetée dans l'environnement (Transports Canada 1990). Comme la plupart des systèmes des sols sont gelés au moment où l'on utilise l'urée, ce sont très probablement les eaux de surface qui reçoivent ce ruissellement. L'urée peut perturber la vie aquatique et altérer la qualité de l'eau de deux principales manières: par sa toxicité et en causant une eutrophisation. Sa concentration létale est de CL_{100} en 24 heures (c'est-à-dire qu'à cette concentration, l'urée tue tous les organismes qui l'ont absorbée) à 30 000 mg/L en eau douce pour le méné de lac (Weiss 1986). L'urée est également toxique pour d'autres organismes et micro-organismes aquatiques à des concentrations supérieures à 10 000 mg/L ainsi que pour les animaux domestiques à des doses supérieures à 500 mg/kg (SPE 1985).

Une fois dans l'environnement, l'urée [$CO(NH_2)_2$; 46,7% de N en poids] se transforme en ammoniac, en nitrite et en nitrate. Le degré de contamination du système aquatique récepteur dépend principalement de la quantité d'urée qui a été utilisée à l'aéroport ainsi que de la température et du pH des eaux et des sols récepteurs. Les milieux où les températures et le pH sont élevés se prêtent mieux à une dégradation rapide de l'urée et de ses éléments azotés que ceux où les températures sont basses et le pH est faible (Transports Canada 1990). Une étude réalisée en 1990 par Transports Canada pour déterminer si l'utilisation d'urée sur les pistes des aéroports canadiens contribuait à l'eutrophisation des lacs, avait des effets sur la demande en oxygène, était toxique pour les organismes aquatiques et contaminait l'eau potable ou les sols a permis de découvrir que les concentrations en produits de dégradation de l'urée (nitrate, ammoniac, nitrite) étaient inacceptables à tous les aéroports où l'étude a été menée. Depuis lors, les aéroports canadiens ont mis en œuvre un programme d'échantillonnage et d'analyse des eaux de ruissellement de toutes les canalisations à écoulement libre afin de s'assurer que les effluents n'ont pas d'incidence négative sur l'environnement (Transports Canada 1994; Ministère de la Défense nationale et al. 1998).

La toxicité de l'urée et le rôle de ce produit comme agent d'eutrophisation ont incité à étudier comment il est possible d'atténuer les effets nocifs éventuels. Différentes méthodes de réduction de l'incidence de l'urée sur l'environnement ont été proposées et examinées, et notamment la projection de la neige par les souffleuses sur une plus grande superficie afin d'accroître la fixation de l'azote par les végétaux; la coupe sélective de l'herbe du côté piste pour optimiser la quantité d'azote enlevée de cette zone; la construction de murs de retenue pour ralentir le ruissellement et augmenter l'infiltration dans le sol; la captation des eaux de fonte et de pluie chargées d'urée pour qu'elles servent à arroser

Tableau 7.1. Utilisation de l'urée à certains aéroports canadiens (en tonnes). Source: données de 1974-1989 de Transports Canada 1990; données sur les aéroports inédites pour la période 1997-1999.

Aéroport	Moyenne annuelle d'utilisation	
	1974-1989 (t)	1997-1999 (t)
Calgary (Alb.)	ND	16
Charlottetown (Î.-P.-É.)	60	30
Edmonton (Alb.)	45	Utilisation interrompue
Frédericton (N.-B.)	ND	55
Gander (T.-N.)	NR	475
Halifax (N.-É.)	250	250
Montréal (Dorval) (Qc)	450	600
Montréal (Mirabel) (Qc)	900	600
Ottawa (Ont.)	100	Utilisation interrompue
Québec (Qc)	ND	200
Regina (Sask.)	ND	Utilisation interrompue
Saskatoon (Sask.)	40	5
Saint-Jean (N.-B.)	ND	60
St. John's (T.-N.)	200	225
Thunder Bay (Ont.)	ND	Utilisation interrompue
Toronto (Pearson) (Ont.)	300	Utilisation interrompue
Victoria (C.-B.)	ND	20
Whitehorse (Yukon)	ND	2
Windsor (Ont.)	ND	2
Winnipeg (Man.)	75	Utilisation interrompue
Yellowknife (T.N.-O.)	ND	15

ND = non déclarée

l'herbe en été; l'utilisation d'un aspirateur pour recueillir les eaux pluviales afin qu'elles soient ensuite traitées; le traitement des eaux de ruissellement chargées en urée au moyen de différentes méthodes. Transports Canada (1990) a cependant estimé que toutes ces méthodes étaient insuffisantes ou permettaient mal de limiter les effets environnementaux de l'urée aux aéroports canadiens. Des solutions de rechange basées sur des produits peu toxiques ont également été analysées. Trois de ces produits sont l'acétate de calcium-magnésium, l'acétate de potassium et le formiate de sodium. Les résultats des premières études environnementales (Transports Canada 1994), donnent à penser que ce sont l'acétate de potassium et le formiate de sodium qui sont les produits de déglaçage des pistes les plus prometteurs au Canada. Même si l'urée demeure supérieure à tous les autres produits de déglaçage sur le plan de l'efficacité, sa dégradation en ammoniac a de graves incidences environnementales. De ce fait, son utilisation dans les aéroports est interdite dans plusieurs pays (Transports Canada 1994).

Les quantités d'urée utilisées à chaque aéroport varient d'une année à l'autre en fonction des conditions climatiques propres à chaque saison de déglaçage. L'urée est achetée au poids au début de la saison et pendant celle-ci, d'octobre à mai. Les quantités épandues lors de chaque opération de déglaçage ne sont pas enregistrées. Les moyennes d'utilisation de l'urée dans différents aéroports canadiens (1974 à 1979 et 1997 à 1999) sont présentées en tableau 7.1. En 1996, l'aéroport international Lester B. Pearson a été le seul aéroport commercial à avoir employé uniquement d'autres

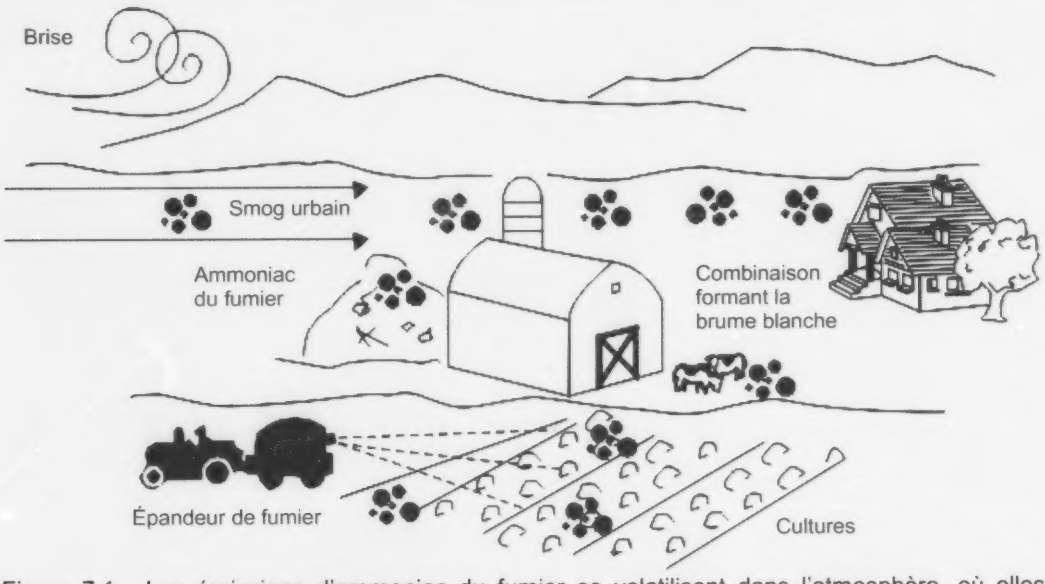


Figure 7.1. Les émissions d'ammoniac du fumier se volatilisent dans l'atmosphère, où elles créent la brume blanche en réagissant avec les particules de smog urbain.

produits de déglaçage des pistes (comme l'acétate de potassium et le formiate de sodium) (Ministère de la Défense nationale et al. 1998). Une enquête réalisée en août 1999 a cependant révélé que les aéroports d'Edmonton, d'Ottawa, de Regina, de Thunder Bay et de Winnipeg avait fait comme celui de Toronto et commencé à utiliser du formiate de sodium pour déglacer les pistes et de l'acétate de potassium pour empêcher que de la glace s'y forme. Depuis, l'aéroport de Calgary, l'aéroport John G. Diefenbaker de Saskatoon et l'aéroport de Whitehorse se sont mis à déglacer les pistes principalement avec du formiate de sodium mélangé à un peu d'urée. Nombre des aéroports qui se servent encore de l'urée indiquent qu'ils ont évalué les possibilités d'utilisation du formiate de sodium et de l'acétate de potassium. Le coût de la substitution les a cependant empêchés d'abandonner complètement l'urée. Parmi les bases des Forces canadiennes, il n'y en a plus qu'une seule (Moose Jaw, en Saskatchewan) qui déglace encore les pistes avec de l'urée; les autres ont adopté le formiate de sodium (Lewis Cocks, ministère de la Défense nationale, communication personnelle).

7.3. Brume blanche sur la partie sud de la vallée du bas Fraser (adaptè de Environnement Canada 1999d)

Pendant des années, les habitants des régions rurales de la vallée du bas Fraser, en Colombie-Britannique, s'étonnaient de voir apparaître dans le ciel, les jours calmes et ensoleillés, une épaisse couche de brume blanche. Des études récentes révèlent qu'il s'agit là d'une version rurale du smog urbain, une brume liée à la production agricole intensive et plus particulièrement aux émissions du fumier, notamment du fumier de volaille.

La brume, qui s'installe à environ 200 mètres au-dessus du sol, peut durer des jours, emprisonnée par la masse d'air chaud qui scelle la vallée comme un couvercle, et brouille la vue des montagnes avoisinantes (figure 7.1). Même si ses effets sur la santé ne sont pas encore pleinement connus, l'existence d'une relation directe entre la poussière fine, les maladies respiratoires et la mortalité incite les gens à s'inquiéter de ce phénomène inhabituel.

Le fumier constitue une source de préoccupations majeures dans la vallée du Fraser depuis déjà un certain temps à cause de son lien avec l'élévation des niveaux d'azote dans les eaux de l'endroit. Les budgets établis pour la vallée du Bas Fraser révèlent en effet qu'une grande quantité d'azote est incorporée à l'air sous forme d'ammoniac. Les échantillons prélevés dans l'atmosphère au niveau du sol contiennent de fortes concentrations de sulfate d'ammonium et de nitrate d'ammonium, ce qui indique que l'ammoniac se combine vraisemblablement avec les oxydes d'azote et de soufre des polluants industriels et des émissions des véhicules. Lorsque ces composés perdent leur humidité, la fine poussière qui subsiste se manifeste sous forme de brume laiteuse. Certaines de ses particules se déposent sur le sol ou sont lessivées par la pluie, ce qui fait qu'elles répètent le même cycle.

Des modèles informatiques donnent à penser que des particules d'air arrivent de Vancouver en suivant la vallée du Fraser. Lorsqu'elles passent au-dessus de la région d'Abbotsford, où il existe de nombreux élevages de volaille, elles se chargent de grandes quantités d'ammoniac. Ce phénomène de brume blanche n'a encore été signalé nulle part ailleurs au Canada, même s'il est également très fréquent dans les régions agricoles du Colorado. Les efforts actuellement déployés pour transférer le fumier dans des régions de la province pauvres en azote contribueront à réduire les émissions agricoles d'ammoniac de cette zone. Par ailleurs, des recherches ont été effectuées à l'échelle locale pour déterminer s'il est possible de modifier l'alimentation de la volaille pour abaisser la teneur en azote du fumier, en incorporant de l'alun au fumier de dindon afin de réduire ses émissions d'ammoniac, ou en ajoutant l'alun dans les aliments. Dans le cadre d'une étude de terrain qui doit avoir lieu à la fin de l'été 2001, on s'efforcera de mesurer l'intensité de la brume blanche dans le bas de la vallée du Fraser. Conjuguées à celles dont on dispose déjà, les données ainsi recueillies seront utilisées pour élaborer des plans de gestion du bassin atmosphérique et favoriser une réglementation plus stricte des émissions d'azote et d'oxyde de soufre dans cette partie du pays qui connaît une croissance rapide.

7.4. Effets des apports d'éléments nutritifs sur la biodiversité

La biodiversité est définie comme la variabilité des organismes vivants de toutes origines, entre autres les écosystèmes terrestres et marins ainsi que les autres écosystèmes aquatiques, tout comme les complexes écologiques dont ils font partie » (Glowka et al. 1994). Elle peut être analysée à trois paliers de la structure biologique: l'écosystème, l'espèce et le gène. La diversité écosystémique est le produit du nombre, de la variété et de l'étendue des écosystèmes, que ce soit à une échelle générale ou à l'intérieur d'une zone géographique donnée. Elle est importante parce que la diversité génétique et celle des espèces ont tendance à être plus grandes lorsqu'il existe toute une gamme d'écosystèmes auxquels les espèces peuvent s'adapter et quand des écosystèmes complexes ont eu le temps de se former. La diversité des espèces correspond au nombre d'espèces présentes sur la planète ou dans une région ou un écosystème donné. Elle est essentielle à la production, à la consommation, à la décomposition, au recyclage et aux autres phénomènes propres aux écosystèmes. Enfin, la diversité génétique désigne l'étendue de la variation des caractères hérités parmi les membres et les populations d'une espèce. C'est elle qui permet aux espèces de s'adapter aux modifications de leur environnement (Gouvernement du Canada 1996). À l'échelle terrestre, la biodiversité est de plus en plus menacée par les activités humaines qui causent la disparition d'écosystèmes naturels et l'extinction de certaines espèces (p. ex. Ehrlich et Ehrlich 1981; Freedman et al. 1996). Les apports d'éléments nutritifs dans les écosystèmes indigènes sont l'un des nombreux facteurs qui compromettent la biodiversité.

L'altération du cycle de l'azote par l'humanité a accéléré la réduction de la diversité biologique, surtout parmi les plantes qui aiment les sols pauvres en azote (Vitousek et al. 1997). La plupart des écosystèmes terrestres et marins naturels ne reçoivent que des quantités limitées d'azote biologiquement disponible, et de nombreuses espèces végétales indigènes sont donc adaptées à cette contrainte. L'apport de nouvelles quantités d'azote dans ces écosystèmes peut donner lieu à des substitutions marquées dans les espèces dominantes et affaiblir la diversité d'ensemble des espèces puisque les rares végétaux qui peuvent tirer profit de la disponibilité de grandes quantités d'azote prennent la place des autres. Par exemple, l'application, dans un cadre expérimental, d'engrais azotés dans les prairies et les landes d'Europe et d'Amérique du Nord a entraîné une réduction radicale de la biodiversité des espèces végétales, une réduction qui peut avoir des conséquences sur d'autres mécanismes écologiques (Vitousek et al. 1997). Un phénomène similaire a été constaté dans les écosystèmes d'eau douce où l'eutrophisation et la perte de diversité tiennent habituellement à des apports de phosphore (plutôt que d'azote).

Les contraintes qu'exerce l'enrichissement en éléments nutritifs ont tendance à mener les écosystèmes aquatiques à des états plus simples et moins résistants. En bref, leur composition et leurs mécanismes naturels sont compromis.

- Un enrichissement modéré des **lacs** a tendance à stimuler la croissance du phytoplancton et des plantes aquatiques fixes, cette stimulation s'accompagnant de changements dans la composition des espèces végétales aquatiques. On assiste également à un accroissement de l'abondance de la faune aquatique, notamment des invertébrés et des poissons, ainsi qu'à des modifications de sa composition. Lorsque l'enrichissement est massif, le fond des lacs s'en trouve saturé, ce qui occasionne une réduction de la biodiversité des organismes benthiques ainsi que la disparition d'espèces de poisson, puisque leurs œufs survivent moins facilement, à cause de l'épuisement de l'oxygène.
- Dans les **cours d'eau**, un enrichissement modéré se traduit par des augmentations de la biomasse du périphyton et des végétaux aquatiques fixes ainsi que par une intensification de la productivité des espèces des niveaux trophiques supérieurs, comme les insectes et les poissons. Lorsque l'enrichissement est massif, on constate une baisse de la productivité du périphyton, des poissons et des invertébrés benthiques ainsi que la disparition de certaines espèces.
- Dans les **milieux humides**, le nombre d'espèces par unité de surface et la production de la biomasse augmentent sous l'effet d'une charge modérée en éléments nutritifs. Lorsque la charge s'élève, la croissance des végétaux est freinée par la compétition pour la lumière (par les pousses et les feuilles) et pour l'espace (par les racines). La végétation devient dominée par certaines espèces puisqu'il se produit une invasion d'espèces exotiques qui aiment l'azote ou le tolèrent très bien. Dans les tourbières oligotrophes, par exemple, la sphaigne devient moins abondante et des mousses nitrophiles viennent la remplacer alors que, dans les tourbières minérotrophes, on constate une propagation des grandes graminées (herbes et carex) et un affaiblissement du nombre des espèces végétales subordonnées, qui sont moins en mesure d'obtenir leur part de lumière. Dans les marais, c'est le phytoplancton et les plantes émergentes qui prolifèrent. Dans les marais salés, les eaux sont étouffées par le phytoplancton, qui empêche la lumière d'atteindre la végétation située en profondeur. La succession des espèces des zones humides est donc altérée par des modifications de la biomasse végétale et de la composition des espèces. Des changements peuvent également survenir dans la composition des espèces d'invertébrés, ce qui peut entraîner une évolution de la qualité et de la quantité des aliments des oiseaux aquatiques.

Les amphibiens (grenouilles, crapauds et salamandres) peuvent être intoxiqués par les nitrates et les nitrites. Le transfert de grandes quantités d'éléments nutritifs des marais salés aux estuaires adjacents peut aussi stimuler les réseaux trophiques des eaux côtières.

- Dans les **eaux côtières**, on constate une augmentation du phytoplancton et des macro-algues à croissance rapide, ainsi qu'une réduction de la quantité de lumière reçue par les graminées marines, ce qui affaiblit leur capacité de photosynthèse. L'anoxie des sédiments freine l'assimilation de l'azote par les graminées marines et accélère leur mortalité. Les eaux deviennent plus turbides, puisque les sédiments ne sont plus stabilisés, ce qui stimule encore davantage la motilité du phytoplancton, qui peut monter en surface pour recevoir le plus de lumière possible. L'anoxie accélère par ailleurs la libération des éléments nutritifs par les sédiments (charge interne en éléments nutritifs), ce qui favorise la croissance du phytoplancton. C'est ainsi que de nombreux poissons et organismes benthiques perdent leur habitat. Il a été déterminé que les algues marines sont à l'origine de la disparition massive de poissons, d'oiseaux et de mammifères marins.

Le fait que les émissions industrielles d'oxydes d'azote constituent en elles-mêmes une menace pour la biodiversité des espèces et des écosystèmes, puisqu'elles donnent lieu à des précipitations acides, vient amplifier les contraintes qu'exercent les apports supplémentaires d'éléments nutritifs. Au bout du compte, les sols et l'eau s'acidifient, les éléments nutritifs sont moins disponibles pour la faune et la flore des écosystèmes terrestres et aquatiques, et les organismes aquatiques meurent (Gouvernement du Canada 1991). En conclusion, en préservant la diversité, on contribue à faire en sorte que la planète puisse continuer d'alimenter les mécanismes écologiques naturels dont tous les organismes vivants dépendent.

7.5. Les produits ignifuges sauvent-ils ou détruisent-ils les forêts?

L'élaboration de plans de gestion des écosystèmes qui préservent la biodiversité, permettent différents usages des espaces boisés et en favorisent une utilisation durable constitue actuellement un défi important pour tous ceux qui ont à gérer des forêts au Canada. Les incendies de forêt jouent un rôle substantiel dans la santé des écosystèmes, puisqu'ils réenclenchent le cycle de succession d'une forêt. Mais ils mettent aussi des vies en danger et font subir des pertes à l'industrie forestière et aux propriétaires de terrains. Au Canada, on utilise donc toute une série de produits chimiques pour faciliter la lutte contre les feux de forêt, notamment des produits ignifuges, des mousses et des agents mouillants efficaces sur de courtes ou de longues périodes. Ces moyens de lutte contre le feu pourraient avoir des conséquences écologiques notables. Par exemple, les produits chimiques employés pour éteindre les feux de végétation sont parfois déversés dans des zones sensibles sur le plan environnemental qui abritent des espèces végétales et animales menacées, en voie de disparition ou économiquement importantes (Hamilton et al. 1994). Il est bien sûr impossible de laisser tous les feux de végétation suivre leur cours, mais il n'en reste pas moins que les effets locaux des produits ignifuges suscitent des inquiétudes, à cause de leur toxicité potentielle ou parce qu'ils constituent un apport en éléments nutritifs (Duchesne 1994).

Les produits ignifuges agissant sur une longue période sont chimiquement formulés de manière à continuer de freiner ou d'inhiber la combustion après l'évaporation de l'eau du mélange chimique (Labat-Anderson Inc. 1996). Ils sont habituellement épandus par voie aérienne sur une bande de 25 à 30 mètres autour du périmètre d'un incendie qui se propage, change de direction ou s'approche d'une ville (Albert Simard, RNCan, communication personnelle; CERNA 1993). Le mélange ignifuge

contient environ 85% d'eau, 10% d'engrais (normalement du phosphate d'ammonium ou du nitrate d'ammonium) et 5% d'ingrédients secondaires (colorants, épaississants, inhibiteurs de corrosion, stabilisateurs et bactéricides) (George 1995). Fondamentalement, les produits ignifuges agissant sur une longue période sont donc des engrais. Ceux-ci ont pour fonction de stimuler la végétation à la fois à court terme, pour la rendre plus résistante à l'incendie, et à long terme, pour la faire repousser après (Johnson et Sanders 1977). L'épandage de produits ignifuges agissant sur une longue période à proximité de plans d'eau et sur ceux-ci a suscité quatre grandes inquiétudes environnementales, qui tiennent à la toxicité de l'ammoniac pour les espèces visées par la pêche sportive, à la toxicité des différents produits qui sont issus de la décomposition des ingrédients, à la réduction de la diversité des espèces et du nombre des organismes des cours d'eau ainsi qu'au risque d'eutrophisation (Labat-Anderson Inc. 1996).

Toutefois, pour l'environnement, la principale menace posée par les produits utilisés pour retarder les incendies à long terme est l'enrichissement des écosystèmes. Même s'il est préférable d'éviter les largages aériens de produits ignifuges dans un plan d'eau ou le long de celui-ci, la nature même du terrain ou le lieu de l'incendie peuvent entraîner une certaine quantité de produits retardants dans des lacs ou des cours d'eau. C'est toutefois quand le produit est directement déversé dans un lac ou un cours d'eau que la possibilité d'eutrophisation est la plus grande, surtout si la teneur en azote des eaux réceptrices est très faible. Le risque d'eutrophisation que les produits ignifuges agissant sur une longue période font courir aux écosystèmes aquatiques dépend donc de la quantité de produits qui est larguée sur un plan d'eau, du volume de celui-ci et du débit ou des échanges d'eau dans le lac ou le cours d'eau. Le risque d'eutrophisation engendrée par le ruissellement provenant des bandes de végétation traitées avec ce genre de produits est considéré comme faible, puisque la majeure partie du phosphore s'intègre dans le sol sous une forme non lessivable (Norris et al. 1978). De plus, l'année suivante, l'essentiel des éléments nutritifs ont été consommés par la végétation de la forêt (Albert Simard, RNCan, communication personnelle).

La toxicité des produits ignifuges agissant sur une longue période ne fait normalement courir qu'un faible risque à l'environnement. Dans les écosystèmes aquatiques, ce risque dépend de la mesure dans laquelle les eaux réceptrices peuvent diluer le produit. En général, ceux qui retardent l'incendie à long terme n'ont pratiquement pas d'effet toxique sur le poisson, puisque leurs valeurs CL_{50} sur 96 heures va de 90 mg/L pour le sac vitellin des alevins de saumon coho à plus de 10 000 mg/L pour les œufs de truite arc-en-ciel (Johnson et Sanders 1977; Poulton et al. 1993). Ces produits sont légèrement toxiques pour les invertébrés aquatiques, avec des valeurs CL_{50} sur 96 heures qui vont de 45 à 62 mg/L pour les puces d'eau (Johnson et Sanders 1977; Monsanto 1991). Ils ne semblent pas constituer un réel danger pour les oiseaux, les mammifères, les vers de terre ou les êtres humains adultes (Smith 1987; Chemonics 1991; Monsanto 1991; Stillmeadow 1991; Poulton et al. 1993; Vyas et al. 1994). Toutefois, l'engrais qu'ils contiennent peut, dans des conditions très précises, occasionner un empoisonnement au nitrate chez les animaux qui consomment du foin ou d'autres cultures fourragères contaminées (George 1995; Labat-Anderson Inc. 1996). On sait peu de choses des effets potentiels des produits de cette formulation sur la dynamique des populations et le comportement des vertébrés. De plus, très peu d'informations ont été accumulées sur la toxicité potentielle de ces produits pour les végétaux terrestres. Il est possible que les aérosols de sulfate d'ammonium puissent être nocifs pour les feuilles de végétaux, notamment en les faisant jaunir et flétrir et en tuant leurs tissus (Bradstock et al. 1987).

Actuellement, il semble que les produits ignifuges agissant sur une longue période utilisés au Canada ne menacent pas la flore et la faune lorsqu'ils sont adéquatement employés. Il faudrait toutefois procéder à des recherches supplémentaires pour déterminer quel est l'effet de ces produits chimiques fertilisants lorsqu'ils sont épandus dans des endroits naturellement pauvres ou riches en éléments nutritifs, puisque l'ajout de telles substances peut entraîner une évolution radicale des conditions trophiques, même si ce résultat n'est que temporaire.

7.6. Intensification de l'agriculture

Au siècle dernier, les techniques agricoles ont été fortement perfectionnées, notamment par l'introduction de variétés à haut rendement, de pesticides et d'engrais chimiques ainsi que de nouveaux moyens mécaniques et d'irrigation (Matson et al. 1997). À cause de ces perfectionnements, les exploitations agricoles sont devenues de plus en plus spécialisées et la plupart des fermes se classent maintenant dans l'une des deux catégories suivantes: 1) les installations d'élevage à haute densité, qui, dans bien des cas, n'ont pas suffisamment d'espace pour que le fumier puisse être épandu sans danger pour l'environnement; 2) les exploitations qui pratiquent la culture industrielle intensive, et qui ont besoin d'appliquer des quantités importantes d'engrais chimiques. Là où des exploitations agricoles mixtes ont pu recycler efficacement le fumier en l'étendant dans les champs, la distance qui sépare les installations d'élevage intensif et les champs de culture industrielle a fait que, à certains endroits, le fumier a été mal employé comme engrais. Cette répartition inéquitable des ressources a suscité des inquiétudes au sujet des effets du phosphore et de l'azote contenus dans le fumier et les engrais chimiques sur la qualité de l'air et de l'eau (Matson et al. 1997; Gleig et MacDonald 1998).

Le fumier est une source d'éléments nutritifs à faible densité et son transport sur de grandes distances est donc coûteux (Gleig et MacDonald 1998). Entre 1976 et 1996, les exploitations d'élevage sont devenues moins nombreuses et plus grandes au Canada. Par exemple, le nombre de porcs a augmenté de 91% alors que le nombre de porcheries a diminué de 69% au cours de la même période de 20 ans (figure 7.2; Statistique Canada 1997c). De la même manière, le nombre de poulets s'est accru de 17% alors que celui des installations d'élevage a baissé de 72%, tandis que le nombre de têtes de bétail s'est accru de 8% pendant que celui des élevages de bovins s'est réduit de 37% (figure 7.2; Statistique Canada 1997c). Pour les exploitations qui pratiquent l'élevage intensif, le fumier pose un grave problème de gestion puisqu'il doit être entreposé durant au moins une partie de l'année avant d'être épandu dans les champs en des quantités appropriées aux besoins des cultures. Au Canada, la production annuelle de fumier (poids humide) est d'environ 1 milliard de tonnes (Larney 1992; Statistique Canada 1997c). Si les déjections d'animaux ne sont pas adéquatement entreposées, manipulées et épandues dans les champs, les plaintes formulées au sujet de leur odeur, l'eutrophisation des eaux de surface et la contamination des eaux souterraines deviennent des problèmes majeurs (Environnement Canada 1998b; McCulloch et al. 1998). Une mauvaise gestion du fumier peut également entraîner la disparition du poisson (voir la section 5.2) et faciliter les proliférations d'algues bleues toxiques, en plus d'occasionner une contamination des eaux souterraines par le nitrate et une eutrophisation des eaux de surface.

Dans les parties du Canada où l'on pratique l'élevage intensif, c'est-à-dire surtout en Ontario, au Québec et en Alberta, le fumier fournit plus d'éléments nutritifs qu'il n'en faut aux cultures (Bailey et Buckley 1998; Gleig et MacDonald 1998). Traditionnellement, les taux d'application du fumier sont

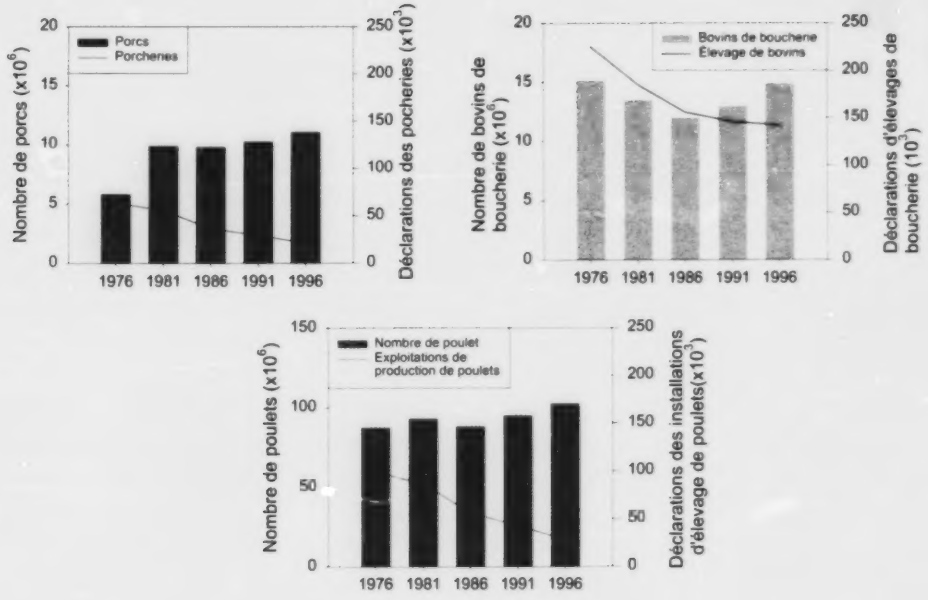


Figure 7.2. Évolution du nombre de porcs, de bovins de boucherie et de poulets et du nombre d'élevages au Canada entre 1976 et 1996 (données de Statistiques Canada 1997c).

calculés en fonction des besoins en azote de la culture visée. Ce calcul ne tient cependant pas compte de la teneur en phosphore du fumier, qui sera supérieure aux besoins de la culture si la quantité de fumier est uniquement fonction de la teneur en azote. Aux taux actuels d'application, les concentrations en phosphore augmentent dans les sols et il est donc possible que le phosphore puisse migrer et contaminer les eaux souterraines et de surface, surtout dans les régions humides du Canada (Bailey et Buckley 1998; Gleig et MacDonald 1998). Au Québec, en Colombie-Britannique et en Ontario, la forte teneur en phosphore des sols des régions où l'élevage est intensif commence à poser un problème environnemental (Bailey et Buckley 1998).

Si les régions d'élevage intensif disposent de surplus d'éléments nutritifs disponibles dans le fumier, l'inverse est vrai dans les régions du Canada où l'on pratique la culture industrielle intensive. Dans ces dernières régions, il faut procéder à un apport d'engrais chimiques pour répondre aux besoins. La répartition des élevages et des cultures entre des régions différentes limite donc les possibilités d'utilisation du fumier, non seulement comme engrais, mais aussi comme excellente source de matières organiques. La matière organique contenue dans le sol renforce en effet sa capacité de rétention des éléments nutritifs et de l'eau, exerce une influence sur la température du sol et la minéralisation des éléments nutritifs et fournit un abri à différentes communautés animales, bactériennes et fongiques (Matson et al. 1997). La perte de la couche de sol organique créée par le biote du sol a conduit les agriculteurs à recourir de plus en plus à l'irrigation, au travail mécanique des sols et à des apports d'engrais chimiques, autant d'éléments qui ont un coût économique pour le producteur.

L'agriculture intensive entraîne aussi une réduction globale de la diversité des végétaux. Même si la gestion d'une monoculture peut sembler plus simple du point de vue du producteur, cette diminution du

nombre d'espèces végétales donne naissance à un écosystème favorable aux insectes ravageurs et aux agents pathogènes des plantes. On a également pu constater que les apports d'engrais azotés accroissent le nombre d'agents pathogènes des cultures et les populations d'insectes qui se nourrissent de sève comme les pucerons, les cicadelles et les cercopes (Matson et al. 1997). Or, le besoin d'utiliser des pesticides augmente à mesure que les ravages exercés par les insectes sur les cultures s'accroissent. Des études effectuées récemment ont également révélé que les embruns d'engrais stimulent la croissance de plantes adventices dans la strate herbacée des habitats adjacents aux cultures (Boutin et Jobin 1998; Kleiljn et Verbeek 2000), ce qui ne fait donc qu'amplifier le problème d'envahissement par les mauvaises herbes.

Au cours des 50 dernières années, le perfectionnement des techniques agricoles a radicalement accru le rendement annuel des cultures au Canada. Toutefois, à cause de ces progrès technologiques, l'agriculture a maintenant un impact plus important sur l'environnement, et surtout sur la qualité de l'eau. Les milieux agricoles ont réagi en adoptant des pratiques de gestion optimales pour équilibrer les impératifs de production alimentaire du Canada et la nécessité de limiter autant que possible les effets négatifs de cette production pour l'environnement. Au Canada, les questions de gestion du fumier ont été traitées par l'intermédiaire de règlements, de recommandations et de codes de pratique élaborés en vertu de lois existant déjà (comme en Colombie-Britannique, en Saskatchewan, en Alberta et au Manitoba) et en offrant une assistance aux producteurs pour qu'ils améliorent la gestion et l'entreposage du fumier (au Québec, par exemple) (Gouvernement du Canada 1996). Pour éviter les problèmes que posent la surfertilisation et la sous-fertilisation des cultures, chaque province a également publié des recommandations pour aider les producteurs à calculer les taux d'application du fumier et des engrais en fonction des besoins des cultures et de l'état des sols, ces taux étant établis grâce à des analyses des sols. De nouveaux moyens techniques ont par ailleurs permis de réduire la gravité de certains problèmes de gestion. On peut citer à cet égard les systèmes d'injection de fumier dans le sol sous forme liquide grâce auxquels il a été possible de réduire les pertes d'éléments nutritifs. Avec le compostage des déjections animales, on a obtenu un produit plus stable, qui pose moins de problèmes de contamination de l'environnement et avec lequel les pertes d'éléments nutritifs sont moins grandes. De plus, les progrès effectués en biotechnologie permettent aux animaux de mieux assimiler les éléments nutritifs et réduisent donc le gaspillage.

7.7. Évacuation des biosolides des eaux usées municipales

Les boues résiduaires sont un sous-produit organique riche en éléments nutritifs du traitement des eaux usées municipales. Leur création durant ce traitement est inévitable et la quantité produite augmente à mesure que les objectifs de qualité des effluents sont rehaussés. Les biosolides représentent la fraction des boues résiduaires qui a été stabilisée par digestion, de manière à respecter la réglementation sanitaire qui régit l'épandage de ces boues (MEEO et MAARO 1996; WEF 1998).

Les biosolides sont très appréciés en agriculture comme moyen d'amender les sols et comme source d'éléments nutritifs (Campbell et Webber 1997; Evans 1998; Mackenzie 1998). Toutefois, comme ils sont extraits des eaux usées domestiques et industrielles, on craint que leur application sur des terres arables n'entraîne une accumulation de métaux lourds ou de contaminants organiques dans le sol et, en définitive, dans les cultures ou chez les animaux d'élevage. La teneur des biosolides en métaux lourds et en contaminants organiques varie fortement selon la nature des industries qui envoient leurs

effluents à une installation de traitement des eaux usées. Pour l'instant, la teneur en métaux lourds est le principal critère en fonction duquel les taux d'application dans les champs sont établis (CBCL Limited 1996; MEEO et MAARO 1996; AEP 1997; Campbell et Webber 1997; BCELP 1998a; SERM 1998). Les contaminants organiques contenus dans les biosolides comprennent des produits chimiques comme des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des biphényles polychlorés (BPC), des esters de phtalate, des dioxines et des furanes. Comme il reste difficile, long et coûteux de répertorier les produits chimiques organiques contenus dans les boues résiduaires et de les traiter, la teneur en contaminants organiques n'est pas prise en considération pour le calcul des taux d'application dans les champs. On n'a cependant pas constaté d'accumulation de ces contaminants dans les sols agricoles de l'Ontario traités avec des biosolides à des taux dépassant largement les valeurs recommandées (Webber 2000). Dans les années 1980, l'introduction et la mise en application de programmes de surtaxe des industries ayant pour but de limiter la pollution à la source et de mettre en évidence les avantages économiques de la récupération et de la réutilisation des flux de déchets ont donné lieu à une forte diminution des concentrations de métaux lourds dans les biosolides (Campbell et Webber 1997). Cette tendance donne à penser que les teneurs en contaminants des boues résiduaires continueront de baisser à mesure que les progrès technologiques permettront de mieux déceler et traiter ces contaminants.

Actuellement, la quantité de biosolides produits au Canada augmente en proportion du nombre supplémentaire de Canadiens dont le domicile est branché sur le réseau d'égouts et les installations de traitement des eaux usées. De plus, la production de biosolides est plus importante si le traitement des eaux usées est plus poussé. Le manque d'espace de stockage des biosolides et les redevances de déversement de plus en plus élevées exigées par les décharges ont fait apparaître de nouvelles stratégies de gestion des biosolides. Encore récemment, l'incinération était la technique de traitement préférée, puisqu'elle laisse moins de résidus à évacuer. Toutefois, les préoccupations exprimées au sein de la population à propos des émissions atmosphériques et de l'évacuation des cendres a fait tomber cette solution de gestion en défaveur même si les moyens techniques d'épurer les émissions atmosphériques existent, bien qu'ils soient coûteux (Campbell et Webber 1997). L'épandage sur des sols est actuellement l'option retenue pour les biosolides puisqu'il s'agit d'une méthode efficace par rapport à son coût, surtout à petite échelle, et qui ne fait guère courir de risques à l'environnement si les recommandations d'application sont soigneusement respectées. Le compostage et la production d'engrais mettent également à profit la teneur des biosolides en éléments nutritifs et en composés organiques tout en réduisant le volume de matériaux produits. Toutefois, les initiatives de compostage sont souvent vouées à l'échec à cause des plaintes au sujet de l'odeur et de l'absence de marchés pour le produit. Dans le cadre de la production d'engrais, les biosolides sont séchés, ou réduits en granules, et combinés avec d'autres matériaux pour être vendus comme engrais organiques (Campbell et Webber 1997). D'autres techniques de gestion des biosolides font actuellement leur apparition, notamment la conversion thermique en un carburant liquide (huile), qui permet de récupérer leur énergie; l'utilisation des cendres de biosolides dans les matériaux de construction; des techniques comme l'oxydation en phase aqueuse, la stabilisation alcaline et la stabilisation chimique ou biologique pour immobiliser ou éliminer les composés toxiques (Campbell et Webber 1997).

7.8. Expansion de l'aquaculture

Au cours des 20 dernières années, l'aquaculture s'est transformée au Canada en une industrie regroupant quelque 1 750 producteurs, dont la valeur globale se chiffre à 338 millions de dollars et qui

a été à l'origine d'environ 1,5% de l'ensemble de la production aquacole mondiale en 1997. Même si le Canada n'occupe qu'une petite place dans cette industrie, ses installations aquacoles de petite à moyenne taille constituent des sources importantes d'emploi dans les régions essentiellement rurales où elles sont implantées. Depuis 1991, la baisse des prix, le moratoire imposé sur l'aménagement de nouveaux sites en Colombie-Britannique ainsi qu'une épidémie survenue chez les saumons du Nouveau-Brunswick ont freiné l'expansion du secteur aquacole canadien. On s'attend toutefois à ce que la production aquacole double au Canada entre 1998 et 2005 (MPO 1999). Cette croissance doit avoir lieu à l'intérieur d'un cadre cohérent de saines pratiques de gestion de l'environnement conçues pour préserver la santé et la productivité des milieux aquatiques.

Les installations aquacoles ont de multiples interactions avec l'environnement. Même si certaines préoccupations ont été exprimées au sujet de leurs effets nocifs éventuels sur la qualité de l'eau, leur plus grande incidence tient aux granules de nourriture qui sont déversés dans les cages. Les formulations d'aliments qui optimisent l'assimilation de l'azote et du phosphore par les poissons et réduisent donc au minimum les quantités d'aliments perdues dans l'environnement contribuent à atténuer cette incidence. Cependant, lorsque l'eau ne circule pas assez pour diluer adéquatement les apports d'éléments nutritifs, comme c'est le cas au lac Heney, au Québec, la charge d'éléments nutritifs imposée par l'aquaculture peut modifier de manière permanente le réseau trophique (voir l'étude de cas du lac Heney, section 4.2). Par ailleurs, l'épuisement de l'oxygène qu'entraîne la décomposition microbienne des déchets d'aliments accumulés sous les cages débouche souvent sur une modification de la communauté des invertébrés benthiques. En ce qui concerne les installations d'élevage de crustacés et de coquillages du Canada, les inquiétudes exprimées au sujet des éléments nutritifs ne tiennent pas aux pertes dans les eaux avoisinantes puisque, dans notre pays, on n'y procède pas à des apports alimentaires. Le problème est plutôt que l'augmentation des charges d'éléments d'origine anthropique dans les milieux marins stimule l'ampleur et la fréquence des proliférations d'algues dangereuses. Lorsque cela se produit à proximité d'une installation d'élevage de coquillages, il faut donc fermer celle-ci puisque les coquillages, faisant office de filtre, accumulent les toxines, ce qui les rend impropres à la consommation humaine.

En octobre 1999, la Colombie-Britannique a levé son moratoire de quatre ans sur l'expansion de l'aquaculture, une mesure qui devrait donner lieu à une forte croissance de l'aquaculture au Canada (BCEAO 1997). Même si des groupes de défense de l'environnement s'y opposent encore, l'expansion de l'aquaculture est présentée comme une solution de rechange viable à la pêche au saumon sauvage et un moyen de créer des emplois pour les pêcheurs au chômage. Mais les installations aquacoles, si elles ne sont pas correctement gérées, peuvent porter préjudice aux milieux biologiques et physiques. Les effets potentiels varient fortement et dépendent du cadre physique et de l'envergure de l'installation, de la qualité de son entretien, du mode d'alimentation et de l'ampleur des usages concurrentiels de l'environnement aux alentours. Le défi consiste donc à faire en sorte que des mesures de gestion adéquates soient adoptées au Canada en même temps que les installations aquacoles y prendront de l'expansion.

7.9. Choix du site des installations municipales de traitement des eaux usées

Les effluents des installations municipales de traitement des eaux usées sont fréquemment rejetés dans les lacs et les cours d'eau à des concentrations qui peuvent être nocives. Ils sont une source de préoccupations parce que plusieurs des substances qu'ils contiennent, comme le phosphore et

l'ammoniac, sont présentes à des concentrations bien supérieures à ce qui est souhaité pour l'environnement ambiant. Dans le lac Ontario, par exemple, la concentration ambiante de phosphore qui est recherchée est de 0,010 mg/L alors que les concentrations rejetées par les installations municipales sont typiquement de 50 à 100 fois plus fortes (de 0,5 à 1,0 mg/L). Par conséquent, la dilution des effluents s'effectue dans les eaux réceptrices, ce qui crée une zone de dilution à proximité du point de rejet. La dilution dans les eaux réceptrices est un élément important de la réduction des coûts du traitement des eaux usées. Toutefois, même si la quantité totale d'un polluant donné qui est rejetée est acceptable, la taille de la zone de dilution et la concentration du polluant ainsi que la dégradation de l'environnement dans cette zone peuvent continuer de poser des problèmes. La taille et les effets locaux de la zone de dilution dépendent en effet du volume et de la concentration de l'effluent, de l'efficacité du diffuseur (si l'on en utilise un), des caractéristiques de dispersion (turbulence et mouvement de l'eau) des eaux réceptrices ainsi que de l'emplacement du point de rejet.

Dans le cas des cours d'eau, le choix du site est conditionné par des facteurs environnementaux aussi bien qu'économiques. Afin de réduire autant que possible les effets locaux, il peut être décidé d'implanter l'installation en amont plutôt qu'en aval, ainsi qu'à une certaine distance du cours d'eau. Les boues rejetées à proximité des rives peuvent demeurer près de celles-ci sur des kilomètres dans leur descente vers l'aval et ne se diluer ou ne se mélanger que graduellement. Les rejets effectués au milieu des cours d'eau se mélangent normalement aux eaux de ceux-ci dans deux directions et peuvent donc se diluer un peu plus près du point de rejet. Les diffuseurs de rejets permettent de mélanger rapidement l'effluent avec les eaux ambiantes, et donc de réduire leurs concentrations.

Dans les lacs, la longueur de la conduite de décharge constitue également une considération économique et environnementale. Les conduites plus longues coûtent davantage mais limitent le tort causé à l'environnement (en supposant que la quantité totale d'éléments constitutifs comme le phosphore est appropriée). Lorsque les zones de mélange empiètent sur des eaux peu profondes ou sont situées trop près des rives, les fortes concentrations d'éléments nutritifs des effluents traités peuvent occasionner des proliférations d'algues et des accumulations d'algues fixes désagréables comme *Cladophora*. Plus la conduite est longue et plus il est possible de rejeter l'effluent en profondeur. Plus la profondeur est grande et plus le débit des eaux dans lesquelles l'effluent se dilue est important. Les panaches peuvent aussi être répartis sur une plus grande quantité d'eau lorsque le site est plus profond. Par conséquent, des conduites plus longues et aboutissant plus en profondeur permettent de réduire l'importance des concentrations dans les zones de mélange des eaux de surface. De plus, les points de rejet qui sont situés très au large réduisent les incidences sur les prises d'eau. Encore une fois, plus le point de rejet se trouve loin au large, et moins il est probable que des effets se fassent sentir sur la rive.

Les quantités d'effluents rejetées progressent à mesure que la population s'accroît. Par conséquent, des quantités croissantes sont répandues dans l'environnement aux endroits où l'on a commencé à le faire voilà des dizaines d'années. Dans les grands lacs, les rejets ont lieu à un ou deux kilomètres de la rive. Par ailleurs, la taille de la zone de mélange augmente au même rythme que le volume d'effluents. Il est possible de restreindre quelque peu l'impact de la zone de mélange grâce à des traitements de plus en plus perfectionnés. Toutefois, à un certain moment, il faut procéder à des choix entre des traitements de plus en plus coûteux et l'installation plus loin au large de conduites qui coûtent elles aussi de plus en plus cher. En Amérique du Nord, même les eaux usées très bien traitées stimulent très activement la croissance des algues. Les capacités naturelles de dispersion et

d'assimilation des lacs dépendent par ailleurs de la profondeur et de la distance du point de rejet par rapport à la rive. Par conséquent, il faudra prêter davantage attention à l'emplacement du site de rejet à mesure que les quantités d'eaux usées augmenteront si l'on veut éviter que des effets nocifs se fassent sentir à proximité de la rive.

7.10. Le lac Winnipeg: eutrophisation d'un grand lac du Manitoba

Le lac Winnipeg se trouve dans le centre du Manitoba. Il occupe le dixième rang des lacs d'eau douce au monde par sa superficie (23 750 km^2) et le deuxième rang au Canada par l'étendue de son bassin hydrographique. Ce bassin chevauche le territoire de quatre provinces (l'Alberta, la Saskatchewan, le Manitoba et l'Ontario) et de trois États des États-Unis et renferme trois importants cours d'eau, soit les rivières Rouge, Winnipeg et Saskatchewan. Le lac Winnipeg constitue le maillon central d'une chaîne de vastes lacs qui parsèment le Canada : le Grand lac de l'Ours et le Grand lac des Esclaves, dans les Territoires du Nord-Ouest, le lac Athabasca, qui traverse la frontière séparant l'Alberta et la Saskatchewan, le lac Manitoba et les Grands Lacs, à la frontière de l'Ontario et des États-Unis.

Pour les Manitobains, le lac Winnipeg a une valeur économique, esthétique et culturelle considérable. Ainsi, la valeur au débarquement annuelle des pêches de doré jaune et de grand corégone dépasse 25 millions de dollars, et celles-ci font vivre plus de 700 pêcheurs et leurs collectivités, dont beaucoup sont des Autochtones. Ce lac sert également de réservoir pour la société Manitoba Hydro, et ses eaux contribuent à la production d'électricité, dont l'exportation rapporte plus de 350 millions de dollars chaque année. En outre, le lac Winnipeg est une source d'eau potable pour de nombreuses collectivités d'Autochtones le long du fleuve Nelson.

Les tributaires du lac Winnipeg présentent une variation naturelle quant aux charges d'éléments nutritifs et de sédiments fins qui témoigne de la nature des formations géologiques et des activités humaines dans leurs bassins. Ceux qui se jettent dans le lac à partir de l'est baignent surtout l'écozone du Bouclier boréal et se distinguent par d'importants apports d'eau et une faible teneur en éléments nutritifs et en sédiments fins. En revanche, les tributaires qui s'y jettent à partir du sud et de l'ouest drainent des matériaux sédimentaires et sont caractérisés par un faible apport d'eau et une forte teneur en éléments nutritifs et en sédiments fins.

L'évolution des activités humaines observée dans le bassin au cours des 30 dernières années a accru le stress imposé à l'écosystème du lac Winnipeg. Il semble s'être produit une augmentation progressive des concentrations d'azote et de phosphore, qui est vraisemblablement attribuable à l'évolution des pratiques agricoles, notamment l'expansion du secteur de l'élevage du bétail et de la transformation des aliments, et à l'accroissement démographique. De plus, la hausse de la demande et de la valeur de l'eau pour la production d'électricité a incité à faire du lac Winnipeg un réservoir à cette fin. Or il se peut que cette initiative de gestion modifie, par la pénétration accrue de la lumière ainsi que par la rétention et le recyclage accrus d'azote et de phosphore, la charge d'éléments nutritifs des eaux du lac (M. Stainton, MPO, Winnipeg, comm. pers.).

On dénombre seulement quelques études du lac Winnipeg. Bajkov (1934), dans les années 1920, et Brunskill (1973; Brunskill et al. 1980), en 1969, sont les seuls à avoir mené des études détaillées de la variabilité sur les plans spatial et temporel des caractéristiques physiques, chimiques et biotiques des eaux du lac. Depuis 1969, cinq études de petite envergure ont été menées par Pêches et Océans

Canada (MPO) et le province de Manitoba (Manitoba Department of Mines, Resources and Environmental Management 1974; Todd et al. 1996; Stewart et al. 1998; M. Stainton, MPO, Winnipeg, données inédites). L'ensemble des données recueillies révèlent que l'accroissement des activités humaines dans le bassin a haussé l'eutrophisation du lac Winnipeg. On ne connaît pas encore parfaitement les effets des diverses activités humaines dans le bassin, mais la détérioration de la qualité de l'eau est probablement attribuable à une combinaison de facteurs. Mentionnons, à titre d'exemple: la hausse de la charge de phosphore de l'eau à partir du bassin; l'augmentation de la transparence de l'eau due à la réduction des apports de sédiments des tributaires sur lesquels on a construit des barrages hydroélectriques; l'accroissement de la rétention et du recyclage des éléments nutritifs attribuable aux changements des cycles hydrauliques causés par la transformation du lac en réservoir pour la production d'hydroélectricité. Pour pouvoir gérer les apports et assurer l'assainissement de ce magnifique lac, il faudra pousser considérablement l'étude des changements dans les charges d'éléments nutritifs à partir du bassin et dans la transformation de ces éléments dans les eaux du lac.

8.0 Conclusions

8.1. La problématique

L'azote (N) et le phosphore (P) sont des ressources naturelles qui font l'objet d'une forte concurrence dans les écosystèmes terrestres et aquatiques peu touchés par l'activité humaine. Jusqu'à récemment, l'apport d'azote et de phosphore à la plupart des végétaux et, en bout de ligne, aux animaux, était limité. L'azote gazeux, qui représente la plus importante source de cet élément, pouvait être utilisé par les plantes seulement lorsqu'il était fixé par certaines bactéries ou certaines algues dans des composés à base d'ammonium ou de nitrates. De même, les minéraux phosphorés, qui constituent la principale source de phosphore, ne devenaient disponibles qu'à la suite d'une transformation par les agents atmosphériques. Dès lors, l'azote et le phosphore étaient des éléments nutritifs qui limitaient la croissance des cellules dans la plupart des écosystèmes avant le peuplement par l'homme et l'avènement de l'agriculture. Qui plus est, comme ces deux éléments étaient très en demande, ils étaient stockés et recyclés tout près des lieux où ils étaient prélevés. Le phénomène touchait autant les végétaux que les animaux, y compris l'homme, car, avant l'urbanisation, les déjections du bétail et des êtres humains retournaient dans le sol, de sorte que les éléments nutritifs étaient recyclés et que la fertilité du sol était maintenue.

Or, au cours des dernières décennies, la quantité d'azote et de phosphore pouvant être assimilée par les plantes a augmenté considérablement. Les causes du phénomène sont l'accroissement majeur du recours aux engrais, l'utilisation de combustibles fossiles, l'aménagement de grands centres urbains et l'expansion des activités de défrichage et de déboisement. Ainsi, depuis les années 1940, la quantité d'azote disponible a plus que doublé, et les activités humaines représentent 210 millions de tonnes par année dans l'apport d'azote à l'échelle planétaire alors que les processus naturels contribuent pour seulement 140 millions de tonnes par année (Vitousek et al. 1997). Dans le même ordre d'idées, la transformation naturelle des roches phosphorées par les agents météorologiques a cédé le pas à l'activité minière en tant que source de phosphore: chaque année, environ 140 millions de tonnes de ces roches font l'objet d'une exploitation minière.

Cet afflux d'éléments nutritifs a perturbé les cycles naturels de l'azote et du phosphore. Désormais, un système sans recyclage domine, alors qu'autrefois, on épandait les déjections animales et humaines sur les terres agricoles, ce qui avait pour effet de recycler les éléments nutritifs. Ainsi, les phosphates extraits des roches soumises à l'exploitation minière et l'azote inorganique fixé à partir de l'azote gazeux utilisé dans des procédés industriels sont appliqués sur des terres agricoles ou intégrés aux aliments du bétail. Les éléments nutritifs contenus dans ces aliments passent de la ferme à la ville, où la majeure partie finissent soit à des sites d'enfouissement (boues d'épuration et cendres d'incinération), soit dans les eaux de surface ou souterraines. L'azote et le phosphore réactifs dégagés dans l'atmosphère à la suite des activités agricoles et industrielles — et, dans le cas de l'azote, comme sous-produits du chauffage domiciliaire et de la combustion de carburant par les véhicules à moteur — se déposent à des centaines ou des milliers de kilomètres de distance.

Ce processus d'utilisation des éléments nutritifs d'où le recyclage est absent n'est pas viable économiquement. Ainsi, dans le cas du phosphore, les réserves connues de roches phosphatées exploitables représentent environ 3,6 à 8 milliards de tonnes de P_2O_5, et de 11 à 22 milliards de tonnes supplémentaires de P_2O_5 pourraient être extraites si l'on consentait les investissements nécessaires (Steen 1998). Au taux de consommation courant (31 millions de tonnes de P_2O_5 en 1995-1996) et en tenant compte de l'intensification de l'agriculture dans les pays en développement, les réserves actuelles présentant un intérêt économique pourraient être épuisées d'ici cent ans (Steen 1998). Il convient de noter également que les réserves de phosphates à teneur élevée sont déjà épuisées à certains endroits et que la qualité des roches phosphatées utilisées est en baisse à l'échelle mondiale (c.-à-d. que ces roches sont plus pauvres en phosphore et plus riches en contaminants, en particulier les métaux lourds, le fer et l'aluminium) (Steen 1998).

Outre les conséquences économiques de la rupture du recyclage des éléments nutritifs, les apports d'azote et de phosphore biodisponibles aux écosystèmes de la Terre pourraient avoir de graves répercussions environnementales. À l'échelle planétaire, un des problèmes causés par les charges excessives d'azote sur lequel il existe le plus d'information est l'eutrophisation des estuaires et des mers littorales (Nixon 1996). L'eutrophisation des eaux côtières a accru l'anoxie et l'hypoxie, réduit les quantités d'herbes marines, altéré des réseaux trophiques, affecté la biodiversité et fait augmenter l'incidence de proliférations d'algues nuisibles (Howarth 1993). Dans un rapport publié récemment, la National Academy of Sciences des États-Unis conclut que l'enrichissement en éléments nutritifs serait le problème le plus aigu observé dans de nombreux écosystèmes estuariens et marins (Boland et al. 1993). Par ailleurs, les apports de phosphore d'origine anthropique ont intensifié l'eutrophisation des écosystèmes aquatiques dans la majeure partie du monde (Caraco 1993).

8.2. Les effets des éléments nutritifs sur l'environnement au Canada

De toute évidence, les éléments nutritifs causent des problèmes dans certains écosystèmes au Canada. Ces problèmes ne sont pas encore aussi graves et n'ont pas encore une aussi grande portée géographique ici que dans les pays dont les peuplements humains et la production agricole datent de plus longtemps, notamment beaucoup de pays d'Europe. Notre évaluation des effets des éléments nutritifs d'origine anthropique sur les écosystèmes au Canada a révélé que nos écosystèmes aquatiques (lacs, cours d'eau, eaux douces, milieux humides côtiers, eaux littorales) comptent parmi ceux qui reçoivent les plus grandes quantités d'éléments nutritifs et qui sont le plus affectés par celles-ci. En général, l'apport d'éléments nutritifs dans les eaux intérieures suscite une réaction en deux phases. Ainsi, un apport modéré à des eaux relativement pauvres en éléments nutritifs stimule la productivité des plantes et des animaux aquatiques et accroît la biodiversité (tableau 4.6). Toutefois, à longue échéance, les éléments nutritifs entraînent une croissance excessive des plantes aquatiques, la perte d'espèces végétales (en particulier d'espèces rares), la raréfaction de l'oxygène ainsi que des modifications néfastes des effectifs et de la diversité des espèces d'invertébrés aquatiques, de poissons, voire d'oiseaux et de mammifères qui dépendent des habitats aquatiques. De plus, dans toutes les régions du Canada, les eaux souterraines présentent une teneur élevée en azote qui pose des risques pour la santé des personnes qui en consomment et peut contribuer à l'eutrophisation des eaux de surface (tableau 4.6). Bien que les concentrations d'azote soient également élevées dans l'atmosphère, les incidences environnementales du dépôt atmosphérique de cet élément ne sont pas aussi profondes que celles des charges imposées aux eaux de surface. Ainsi, le dépôt atmosphérique d'azote inorganique est plus important dans l'est que dans l'ouest du pays (à l'est de la frontière entre

le Manitoba et l'Ontario), et l'on a observé que la productivité a augmenté dans certaines forêts où les apports d'azote sont limités et que certains bassins hydrographiques forestiers du centre de l'Ontario et du sud du Québec seront bientôt saturés en azote (tableau 4.6).

Notre évaluation des données scientifiques disponibles nous permet d'affirmer hors de tout doute que les charges d'azote et de phosphore résultant d'activités humaines ont:

- accéléré l'eutrophisation de certains cours d'eau, lacs et milieux humides au Canada et ainsi entraîné des pertes d'habitat, dans certains cas réduit le potentiel récréatif et modifié la biodiversité (figure 4.10, tableau 4.6);
- fait augmenter partout au pays la fréquence et la portée géographique des cas de dépassement, dans les eaux souterraines, des limites fixées pour les nitrates dans les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada et imposé un fardeau économique aux citoyens qui doivent transporter l'eau de consommation domestique à partir de sources éloignées (tableau 5.10);
- causé, et causent encore, la mort de poissons par intoxication à l'ammoniac dans le sud-ouest de l'Ontario (tableaux 5.7 et 5.8 et encadré intitulé « Exploitation agricole, pollution de l'eau et mortalité massive de poissons dans le sud-ouest de l'Ontario » section 5.2);
- contribué à la chute des populations d'amphibiens dans le sud de l'Ontario à cause de l'exposition sur de longues périodes à de fortes concentrations de nitrates (encadré intitulé « Les fortes concentrations de nitrate menacent-elles le développement des amphibiens? », section 5.2);
- accru les risques pour la santé humaine en raison de l'accroissement de la fréquence et de l'étendue spatiale des proliférations d'algues toxiques dans les lacs et les secteurs côtiers (encadré intitulé « La contamination des moules – Une tragédie pour l'Île-du-Prince-Édouard », section 5.2);
- contribué à l'acidification des sols et des lacs dans le sud de l'Ontario et du Québec et entraîné la saturation en azote de certains bassins hydrographiques forestiers (section 4.1);
- haussé la production de carbone dans les forêts à cause des dépôts d'azote (section 4.1) (toutefois, on ne sait pas encore avec certitude si les gains de productivité attribuables à l'augmentation des dépôts d'azote, concomitante avec le réchauffement du climat et les fortes concentrations de CO_2 dans l'atmosphère, ont contrebalancé les pertes en carbone dues à la récolte de bois, aux feux de forêt et à la mortalité causée par les insectes);
- fait croître les concentrations d'oxyde nitreux (N_2O), un puissant gaz à effet de serre, ce qui a favorisé la formation de smog photochimique dans certaines villes du Canada (section 2.1);
- contribué à susciter des inquiétudes relatives à la qualité de vie des Canadiens en nuisant à certaines utilisations des ressources en eau (croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques; tableau 4.6), aux aspects esthétiques de l'eau (goût et odeur) sous l'effet notamment des géosmines et de 2-méthylisobornéol (section 4.2) et à la contamination de l'eau (par exemple par des nitrates et des trihalométhanes produits par la désinfection d'eau contenant des matières organiques) (section 5.3);
- accru le fardeau économique imposé aux Canadiens parce qu'il faut traiter, surveiller et assainir l'eau contaminée (section 6.1).

8.3. Sources des charges d'éléments nutritifs des eaux de surface et souterraines au Canada

Eaux usées municipales

Les eaux usées municipales constituent la plus importante source ponctuelle de l'azote et du phosphore introduits dans l'environnement au Canada (tableau 3.19). En 1996, quelque 6 000 tonnes de phosphore total et 80 000 tonnes d'azote total ont été rejetées dans des lacs, des cours d'eau et des eaux côtières par les eaux vannes d'origine domestique. Cela s'est produit malgré le fait que 73% des Canadiens étaient desservis par des réseaux d'égout municipaux et que 94% des eaux usées recueillies dans ces réseaux ont fait l'objet d'un traitement primaire ou d'un traitement plus poussé.

Ces dernières années, les rejets de phosphore à partir des installations municipales de traitement des eaux usées (IMTEU) ont diminué tandis que les rejets d'azote à partir des mêmes sources ont augmenté. En 1996, les rejets de phosphore étaient inférieurs de 37% à ceux de 1983 et de 20% à ceux de 1991. Cette tendance est attribuable à l'installation de systèmes évolués de retrait du phosphore dans de nombreuses IMTEU dont les effluents s'écoulent dans des eaux intérieures. Par contre, dans la plupart des cas, les eaux usées municipales rejetées dans des eaux côtières ne sont pas traitées ou font seulement l'objet d'un traitement primaire. En conséquence, les charges de phosphore imposées aux eaux côtières de l'Atlantique et du Pacifique sont demeurées constantes ou ont augmenté dans les régions caractérisées par une croissance démographique. Il est rare qu'on pratique le retrait de l'azote dans les IMTEU au Canada, car la technologie nécessaire nécessite l'engagement d'importants coûts d'infrastructure et la croissance des cellules est limitée par le phosphore dans la majeure partie des eaux douces. Dès lors, l'apport d'azote dans les eaux de surface a augmenté à la suite des expansions démographiques: en 1996, il était de 17% plus élevé qu'en 1983 et de 7% plus élevé qu'en 1991.

Il peut arriver, à l'occasion, que les IMTEU rejettent des eaux d'égout non traitées. Dans la plupart des provinces, cela est interdit, sauf en cas d'urgence, notamment pour empêcher l'inondation d'habitations, prévenir le bris de matériel d'IMTEU et éviter que des matières solides soient emportées par les eaux. Selon des données recueillies en Ontario pour 1991, 37% des IMTEU de cette province ont rejeté des eaux d'égout non traitées, et le volume de ces eaux représentait 0,6% du volume total des eaux traitées. Or ces eaux non traitées, quel qu'en soit le volume, revêtent un grand intérêt, car leur teneur en phosphore est environ dix fois plus élevée que celle des eaux usées traitées.

La plupart des Canadiens sont desservis par des IMTEU, mais environ 25% de la population utilise des fosses septiques. Ces dernières installations étaient conçues à l'origine pour des habitations situées à grande distance les unes des autres. Cependant, de nos jours, il existe en beaucoup d'endroits au pays, notamment dans la vallée inférieure du Fraser, un nombre de fosses septiques dépassant la capacité d'accueil. En outre, les vieux systèmes ne sont pas toujours entretenus convenablement et certains n'ont pas été installés à un endroit approprié. En général, les fosses septiques retiennent environ 20 à 55% de l'azote et 25 à 40% du phosphore qui y entrent, et une quantité supplémentaire de phosphore est retenue dans le champ d'épandage (Ryding et Rast 1989). Sur la base de la population de 1996, environ 1 900 tonnes de phosphore et 15 000 tonnes d'azote se sont échappées des systèmes septiques. L'azote et le phosphore ainsi libérés peuvent gagner les eaux souterraines et, de là, les eaux de surface.

La majeure partie des quantités d'azote et de phosphore contenues dans les eaux usées d'origine domestique provient des eaux vannes. Dans le cas de l'azote, plus de 90% de la charge d'origine domestique provient des matières fécales et des urines. Pour leur part, les sources de phosphore sont plus variées. L'analyse des données de 1996 a révélé que les eaux vannes représentaient la majeure partie des charges de phosphore des eaux usées municipales au Canada, devant les eaux usées des établissements commerciaux et industriels.

Rejets à partir des égouts municipaux

Dans les zones urbaines, les eaux de fonte des neiges ou les eaux pluviales s'introduisent dans les réseaux d'égout. Les réseaux construits avant le début des années 1940, appelés réseaux unitaires, recueillent les eaux d'égout brutes et les eaux pluviales. Lorsque les volumes d'eau de fonte ou d'eau pluviale dépassent la capacité du réseau d'égout ou de l'IMTEU (trop-plein d'égouts unitaires), ceux-ci sont rejetés dans des cours d'eau, des lacs ou des eaux côtières. Quant aux centres urbains qui ont vu le jour depuis les années 1950, ils sont généralement dotés de deux réseaux d'égout, un qui recueille les eaux d'égout brutes (c.-à-d. le réseau d'égout sanitaire) et l'autre, les eaux pluviales (c.-à-d. le réseau d'égout pluvial). La quantité et la qualité des trop-pleins d'égouts unitaires et des eaux pluviales varient dans le temps et d'une région à l'autre et elles ne font pas l'objet de mesures régulières. En règle générale, les trop-pleins d'égouts unitaires représentent environ 5% du volume annuel des effluents des IMTEU à l'échelle nationale. Ils sont généralement plus dilués que les eaux d'égout brutes, mais leur teneur en éléments nutritifs est habituellement supérieure à celle des eaux pluviales ou des eaux usées traitées. Bien que leur volume soit comparable aux 4 300 millions de mètres cubes d'eaux usées sortant chaque année des IMTEU, les eaux pluviales sont rejetées seulement lorsqu'il y a des précipitations. La majeure partie de l'azote et du phosphore qu'on trouve dans les trop-pleins d'égouts unitaires et les eaux pluviales se présente sous forme de particules, de sorte qu'elle ne contribue pas directement à l'eutrophisation; ses effets les plus immédiats sont l'érosion des rives et l'accroissement de la turbidité et de la numération bactérienne des plans d'eau récepteurs.

Eaux usées industrielles

La plupart des établissements du secteur de l'industrie légère rejettent leurs eaux usées dans des réseaux municipaux, qui les acheminent vers les IMTEU. Ces établissements ne sont donc pas nécessairement tenus de faire rapport sur la qualité de leurs eaux usées. Toutefois, il existe dans certaines municipalités des règlements relatifs aux caractéristiques des effluents industriels rejetés dans les réseaux d'égout. Les IMTEU sont conçues pour réduire la contamination bactérienne et la demande biochimique en oxygène, supprimer la majeure partie du phosphore et, dans certains cas, convertir l'ammoniac en nitrate. Dans le cas de nombreux déchets industriels, elles ne peuvent faire guère mieux que les volatiliser ou les diluer.

Les établissements industriels qui ne sont pas desservis par un réseau d'égout municipal doivent obtenir un permis d'évacuation délivré par les autorités de la province ou du territoire où ils se trouvent (dans les territoires, il s'agit d'un domaine de compétence fédérale à moins que la responsabilité ait été dévolue au gouvernement territorial). Ce permis peut être assorti de conditions afférentes au volume et/ou à la qualité des eaux usées pouvant être rejetées.

Il est impossible de comparer les charges d'azote et de phosphore provenant des différentes régions et des différents secteurs d'activité parce que certaines provinces n'ont pas fourni de données sur les eaux usées industrielles et que certains établissements industriels ne sont pas tenus de mesurer la teneur en éléments nutritifs de leurs eaux usées. Au Canada, les établissements industriels détenteurs d'un permis rejettent au moins 2 048 tonnes de phosphore total, 7 588 tonnes d'azote sous forme de nitrate (NO_3-N) et 4 231 tonnes d'azote sous forme d'ammonium (NH_4^+-N) par année dans les eaux de surface (figure 3.6).

Eaux de ruissellement et de lixiviation d'origine agricole

Selon des bilans des éléments nutritifs, en 1996 au Canada, respectivement 89 et 87% des apports d'azote et de phosphore sur les terres agricoles par le biais du fumier, des engrais et, dans le cas de l'azote, du dépôt atmosphérique et de la fixation par les légumineuses, ont été retirées lors des récoltes. Les quantités qui sont demeurées sur les champs (c.-à-d. la différence entre les intrants et les extrants) représentent un surplus. Exprimé en fonction de la superficie, le surplus d'azote enregistré au Canada en 1996 totalisait 4,3 kg/ha pour l'ensemble des terres agricoles (68 millions d'hectares) ou 8,4 kg/ha pour les terres cultivées (35 millions d'hectares). En ce qui a trait au phosphore, le surplus correspondant enregistré au Canada cette même année était respectivement de 0,8 et de 1,6 kg/ha. Il convient de noter cependant qu'il s'agit de moyennes et qu'il peut se produire des surplus ou des déficits d'azote à l'échelle locale ou régionale. Ainsi, une analyse récente a révélé la présence de $\geq$ 41 kg/ha d'azote résiduel sur les terres agricoles dans les régions suivantes: vallée inférieure du Fraser, en Colombie-Britannique; corridor de terres agricoles allant de Lethbridge à travers Red Deer à Edmonton, en Alberta; région de Melfort, dans le nord-est de la Saskatchewan; vallée de la rivière Rouge, au Manitoba; région bordant le lac Simcoe et la vallée inférieure de l'Outaouais, dans le sud-ouest de l'Ontario; basses terres du Saint-Laurent, au Québec; région située au sud de Québec; vallée de l'Annapolis, en Nouvelle-Écosse; vallée de la rivière Saint-Jean, au Nouveau-Brunswick (MacDonald 2000a).

Seulement une partie des surplus d'azote ou de phosphore mesurés dans un champ s'introduit dans le sol ou les eaux de surface voisines. Bien qu'il n'existe pas d'estimations à l'échelle nationale des apports d'éléments nutritifs dans les eaux de surface et souterraines à partir des terres agricoles, une évaluation récente des pertes d'azote à partir des terres agricoles dont les sols présentent un surplus d'eau laisse prévoir que 17% des terres de l'Ontario, 6% de celles du Québec et 3% de celles des provinces atlantiques produiront des eaux de ruissellement ou d'infiltration contenant plus de 14 mg/L d'azote (Macdonald 2000b). En Colombie-Britannique, 5% des terres agricoles présentent un surplus d'eau, et il est prévu que 69% de leur superficie totale produiront des eaux de ruissellement ou d'infiltration ayant une teneur en azote dépassant 14 mg/L. L'information sur les pertes de phosphore à partir des terres agricoles au Canada n'est pas encore disponible.

On a décelé d'autres sources agricoles d'éléments nutritifs introduits dans les eaux de surface : rejets de laiteries qui gagnent des cours d'eau par des tuyaux de drainage; accès illimité de bestiaux aux cours d'eau; érosion de rives de cours d'eau par le piétinement du bétail ou le travail du sol; déchets de serre. Les apports d'aliments et les résidus dans les parcs d'engraissement du bétail, en particulier, présentent une concentration sans précédent d'éléments nutritifs sur de petites surfaces. Il existe peu de données d'échelle régionale et pas de données d'échelle nationale sur ces types de pertes d'éléments nutritifs.

Rejets liés à l'aquaculture et aux activités de mise en valeur des pêches

Les rejets d'éléments nutritifs à partir des installations aquacoles résultent de l'excrétion de résidus dissous ou solides d'aliments non consommés. Outre le nombre de poissons produits, la quantité et la qualité des aliments sont les principaux facteurs qui influent sur le rejet d'éléments nutritifs par le biais des résidus d'alimentation et des excrétions (Persson 1991; Cho et Bureau 1997). Les émissions à partir des effluents d'aquaculture en réservoir ou en bassin et le traitement de ces effluents sont assujettis aux lois provinciales; la pisciculture en cage, pratiquée directement dans des plans d'eau, est plus inquiétante. Contrairement aux déchets des parcs d'engraissement et des activités agricoles, dont les responsables subissent depuis des décennies des pressions visant à réduire la pollution de l'eau par les éléments nutritifs, les résidus de l'aquaculture en cage sont rejetés directement dans les écosystèmes aquatiques où se trouvent les installations.

En 1996, les installations aquacoles ont produit au total 52 900 tonnes de poissons dans l'ensemble du Canada, (58% en milieu marin et 42% en eaux douces), en majeure partie en Colombie-Britannique et au Nouveau-Brunswick. Pour tout le pays, la pisciculture a entraîné chaque année des apports de 204 tonnes de phosphore et de 956 tonnes d'azote dans les eaux intérieures ainsi que de 282 tonnes de phosphore et de 1 320 tonnes d'azote dans les eaux côtières. En comparaison, les effluents d'installations de traitement secondaire des eaux usées desservant une population de 100 000 personnes rejettent 25 tonnes de phosphore et 365 tonnes d'azote par année.

En plus de l'aquaculture commerciale, on a eu recours à la fertilisation directe pour hausser la production de poisson de sport, surtout du saumon sockeye anadrome, dans des lacs et des cours d'eau oligotrophes de la Colombie-Britannique. Les tentatives visant à améliorer l'alimentation des alevins de saumon produisent des apports d'éléments nutritifs. Ainsi, dans le lac Kootenay, en Colombie-Britannique, des apports de 47 tonnes de phosphore et de 206 tonnes d'azote par année pendant cinq ans ont accru la densité du zooplancton et, partant, la taille et la fécondité des saumons kokani géniteurs (Ashley et al.1997).

Ruissellement à partir des sites d'enfouissement

Il n'existe pas d'estimations des pertes d'éléments nutritifs à partir des sites d'enfouissement à l'échelle nationale, mais ces pertes pourraient être importantes à certains endroits. Par exemple, en 1995, environ 145 tonnes d'azote ammoniacal ont été rejetées dans des eaux de surface à partir des sites d'enfouissement municipaux du bassin du Fraser, en Colombie-Britannique, et 6 autres tonnes ont été rejetées à partir des sites d'enfouissement des usines de pâtes et papiers (Gartner Lee Ltd. 1997).

Pratiques de gestion forestière

Les lacs et les cours d'eau forestiers non perturbés des hautes terres du Bouclier canadien présentent généralement une faible teneur en NO_3^-, NH_4 et PO_4 (Nicolson 1988; D'Arcy et Carigan 1997). La superficie relative des tourbières et des étangs de castor joue un rôle important dans la quantité de phosphore total, de NH_4 et d'azote oxydé total exportée des bassins hydrographiques forestiers (Dillon et al. 1991). La perturbation d'écosystèmes forestiers a produit des effets variables sur le mouvement des éléments nutritifs dissous dans le sol et, ultérieurement, sur l'introduction de tels éléments dans des cours d'eau et des lacs (Krause 1982; Feller et Kimmins 1984; Nicolson 1988; Titus et al.1997). Les pratiques de gestion forestière qui perturbent le transfert, habituellement efficace, des éléments nutritifs entre le sol et les arbres peuvent faire augmenter les concentrations d'azote dissous et, dans

une moindre mesure, de phosphore dissous dans les cours d'eau. Ainsi, des études menées dans des paires de bassins hydrographiques ont montré que la coupe à blanc de forêts de conifères côtières (Feller et Kimmins 1984) ou de forêts de feuillus tempérées (Krause 1982) peut hausser à court terme les concentrations de NO_3 dans des cours d'eau. Des comparaisons effectuées dans des lacs de référence et des lacs dont le bassin a été soumis à l'exploitation forestière dans le Bouclier boréal ont révélé la présence de fortes concentrations de phosphore total et d'azote organique total et d'une plus grande quantité de phytoplancton dans les lacs perturbés immédiatement après les coupes de bois (Carignan et al. 2000; Planas et al. 2000).

En général, dans la plupart des régions du pays, il n'existe pas de programme d'application régulière d'azote ou de phosphore dans les forêts. En Colombie-Britannique, on applique de l'azote à l'occasion dans les forêts côtières. Lors d'études expérimentales effectuées dans une sapinière en milieu côtier (Preston et al. 1990) et dans des forêts d'épinettes boréales (voir, par exemple, Morrison et Foster 1977), la majeure partie des apports artificiels d'azote était conservée par les arbres et le sol, bien que de faibles taux de récupération d'azote aient été enregistrés (Preston et al. 1990). Par ailleurs, de brèves augmentations des concentrations de NO_3^- ont été observées dans le lixiviat de sols (Pang et McCullough 1982) et des cours d'eau (Heatherington 1985). Néanmoins, les effets des engrais à base d'azote sur les cours d'eau et les lacs devraient être de courte durée et peu importants si on évite d'utiliser des engrais à base de nitrate et d'appliquer les engrais directement sur des eaux de surface.

Ce n'est qu'en relativement peu d'endroits qu'on a mesuré les pertes d'éléments nutritifs dans des cours d'eau attribuables aux pratiques de gestion des forêts au Canada. Il est difficile de formuler des généralisations concernant l'effet de ces pratiques sur la quantité et la qualité des eaux, à l'échelle tant régionale que nationale, en raison de la grande diversité du climat, du relief, des sols et de la végétation au pays, diversité qu'il faut prendre en compte pour évaluer les impacts de la gestion des forêts.

8.4. Sources des charges d'éléments nutritifs des sols au Canada

L'application d'engrais et de fumier sur les terres agricoles est essentielle au maintien du rendement des cultures et de la santé des sols. Seule une petite partie des éléments nutritifs ainsi appliqués est retournée sous la forme de produits de l'agriculture (bétail et cultures). En 1996, l'application d'engrais sur les terres cultivées au Canada a produit des apports de 1 576 000 tonnes d'azote et de 297 000 tonnes de phosphore (tableau 3.22). De plus, l'application d'engrais a produit des apports de 384 000 tonnes d'azote et de 139 000 tonnes de phosphore. Il peut aussi arriver qu'on applique des biosolides (la partie des boues d'épuration qu'on a stabilisée afin de pouvoir l'appliquer sur des terres en conformité avec la réglementation) sur des terres agricoles. Des quelque 500 000 tonnes de biosolides produites chaque année au Canada (données du début des années 1980; OCDE 1995), environ 42% sont appliqués sur des terres agricoles et produisent des apports de 8 000 tonnes d'azote et de 5 000 tonnes de phosphore.

Outre les apports souhaitables (engrais commerciaux, fumier, biosolides, etc.), l'évacuation des déchets est une source d'éléments nutritifs pour les sols. Les déchets solides comprennent les ordures ménagères et les déchets industriels qui doivent être incinérés ou évacués à des sites d'enfouissement. On estime à 10,5 millions de tonnes les ordures ménagères recueillies par les municipalités dans l'ensemble du Canada en 1992 (Environnement Canada 1996c). La majeure partie

de ces ordures sont acheminées vers des sites d'enfouissement et le reste est incinéré, recyclé ou, dans le cas de certains déchets organiques, composté. Quant aux déchets solides industriels, on en a produit environ 10 millions de tonnes au pays en 1995, dont 78% ont été enfouis, 20% recyclés et le reste, incinéré (Statistique Canada 1998b). On ne connaît pas les quantités d'azote et de phosphore libérées par la décomposition des déchets solides.

Il s'introduit également de l'azote et du phosphore dans les écosystèmes terrestres et aquatiques par le dépôt atmosphérique. Le dépôt de nitrates et d'ammoniac est beaucoup plus important dans l'est que dans l'ouest du Canada en raison des activités industrielles menées dans le centre du pays et le nord-est des États-Unis. Le taux moyen de dépôt d'azote (sous forme de nitrates et d'ammonium) est respectivement de 3,4 et de 0,8 kg/ha/an à l'est et à l'ouest de la frontière entre le Manitoba et l'Ontario (tableau 3.18). Il existe moins de données sur les dépôts secs d'azote; en général, ce type de dépôt est responsable d'une bien moindre partie des charges atmosphériques d'azote que les dépôts humides. Contrairement aux dépôts d'azote, les dépôts de phosphore ne font pas l'objet de mesures régulières. Les quelques études effectuées indiquent qu'ensemble, les apports de phosphore attribuables aux deux types de dépôt vont de 0,01 à 0,74 kg/ha/an. En ce qui concerne l'azote, les dépôts sont d'environ 43 000 tonnes sur les terres cultivées, 117 000 tonnes sur les terres agricoles non cultivées, 182 000 tonnes dans les eaux intérieures et 1 378 000 tonnes sur les terres non agricoles au Canada à la suite du dépôt atmosphérique de nitrates et d'ammonium.

8.5. Sources des charges d'éléments nutritifs dans l'atmosphère au Canada

Il se libère de l'azote dans l'atmosphère surtout sous forme d'oxyde nitreux (N_2O), d'autres oxydes d'azote (NO_x) et d'ammoniac (NH_3).

L'oxyde nitreux (N_2O) résulte en grande partie de la combustion de charbon, de produits pétroliers et de gaz naturel et de l'utilisation de fumier ou d'engrais azoté. En 1995, on a mesuré l'émission dans l'atmosphère de 60 000 tonnes d'azote sous forme d'oxyde nitreux (N_2O-N) à partir de sources non agricoles au Canada. La majeure partie de cet azote, soit 31 000 tonnes, résultait de la combustion de carburant par des véhicules à moteur (voitures, camions, aéronefs et bateaux) (tableau 3.21), et les émissions de N_2O-N dues à la combustion dans des procédés industriels ne totalisaient que 3 000 tonnes. Vingt-quatre tonnes supplémentaires de N_2O-N ont été émises dans l'atmosphère par des établissements de fabrication d'acide nitrique et d'acide adipique. De l'oxyde nitreux peut également se libérer dans l'atmosphère à partir de sols agricoles à la suite de l'épandage de fumier ou d'engrais azoté inorganique. En 1996, les activités agricoles ont entraîné l'émission atmosphérique de 38 000 tonnes de N_2O-N (émissions directes à partir de sols agricoles et d'animaux qui broutaient et par la gestion de déchets animaux et indirectes par volatilisation, lessivage et ruissellement) (Desjardins et Keng 1999).

Du monoxyde d'azote et du dioxyde d'azote (NO_x) sont également dégagés par le brûlage de combustibles fossiles. On a enregistré l'émission de 750 000 tonnes d'oxydes d'azote au Canada en 1995; cela n'inclut pas les émissions d'origine agricole, sur lesquelles on ne dispose d'aucune donnée (Environnement Canada 1999a; tableau 3.21). De ce total, le brûlage de combustibles attribuable aux transports (voitures, camions, aéronefs et bateaux) a contribué pour 393 000 tonnes. Celles liées à des procédés industriels, 189 000 tonnes de NO_x-N. L'ampleur des émissions d'origine agricole serait comparable à celle des émissions industrielles (Janzen et al. 1998).

Le dégagement d'ammoniac d'origine anthropique sous forme d'azote ammoniacal est surtout le fruit du stockage et de la manutention de fumier et d'engrais; il s'est élevé à 570 000 tonnes en 1995 (Vézina 1997; tableau 3.21). Les émissions industrielles, quant à elles, ont totalisé 27 000 tonnes, également sous forme d'azote ammoniacal; elles provenaient en majeure partie de la fabrication d'engrais azotés.

Il n'existe pas de données récentes sur les émissions atmosphériques de phosphore. Une évaluation effectuée en 1978 a révélé l'émission de 3 402 tonnes (Environnement Canada 1983). De ce total, environ 1 980 tonnes étaient dues à des procédés industriels, la plupart servant à la production d'engrais. L'application d'engrais a dégagé 783 tonnes de phosphore dans l'atmosphère. Enfin, la contribution de l'incinération de déchets solides (domestiques et industriels) aux émissions atmosphériques de cet élément s'élevait à 123 tonnes.

8.6. Résumé

Notre étude a montré que les éléments nutritifs produisent des effets sur les écosystèmes aquatiques et terrestres dans tout le Canada. Par rapport aux objectifs de l'évaluation, à savoir déterminer si les éléments nutritifs en général ont des incidences négatives sur l'environnement, si seulement certains éléments, et non tous, posent des problèmes et si les effets se limitent à l'eau ou s'ils touchent l'ensemble de l'écosystème, y compris les espèces sauvages (Gouvernement du Canada 1995), nous tirons les conclusions suivantes:

- ***Les éléments nutritifs libérés dans l'environnement dans le cadre d'activités humaines produisent des effets nuisibles sur certains écosystèmes, suscitent des inquiétudes relatives à la qualité de vie des Canadiens et, à l'occasion, présentent une menace pour la santé humaine.*** De toute évidence, le dégagement d'azote et de phosphore résultant de l'activité humaine a produit de nombreux effets négatifs : il a contribué à l'eutrophisation de certains cours d'eau, lacs et milieux humides au Canada, il a causé la mort de poissons et d'amphibiens; il a fait augmenter partout au pays la fréquence et la portée géographique des cas de dépassement, dans les eaux souterraines, des limites fixées pour les nitrates dans les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada; il a accru les risques pour la santé humaine en raison de l'accroissement de la fréquence et de l'étendue spatiale des proliférations d'algues toxiques dans les lacs et les secteurs côtiers; il a contribué à l'acidification des sols et des lacs dans le sud de l'Ontario et du Québec et entraîné la saturation en azote de certains bassins hydrographiques forestiers; il a fait croître les concentrations d'oxyde nitreux (N_2O), un puissant gaz à effet de serre, et d'oxydes d'azote, ce qui a favorisé la formation de smog photochimique dans certaines villes du Canada; il a contribué à susciter des inquiétudes relatives à la qualité de vie des Canadiens en nuisant à certaines utilisations des ressources en eau et en affectant les aspects esthétiques de l'eau; il a accru le fardeau économique imposé aux Canadiens parce qu'il faut traiter, surveiller et assainir l'eau contaminée.
- ***Les éléments nutritifs ont tendance à produire ces effets lorsqu'ils se présentent sous certaines formes.*** Au Canada, les concentrations de phosphore sont limitées par nature dans la plupart des lacs et de nombreux cours d'eau. Dès lors, les apports de phosphore biodisponible (sous la forme de phosphate, PO_4^{3-}) ont accéléré l'eutrophisation de certains lacs, cours d'eau et milieux humides. Par contre, dans les milieux côtiers, essentiellement complexes, les taux élevés

de renouvellement d'eau et les apports d'eau riche en azote du fond de l'océan ont généralement réduit les effets généralisés des éléments nutritifs d'origine anthropique sur ces milieux, quoique la situation soit problématique par endroits. La contamination par l'azote suscite des inquiétudes en ce qui touche les réserves d'eau souterraine d'où l'on puise de l'eau potable. De même, les préoccupations relatives à l'émission d'éléments nutritifs dans l'atmosphère se rapportent principalement à l'azote, en raison du rôle que jouent ces éléments dans la formation du smog urbain et le réchauffement par les gaz à effet de serre. Le dépôt atmosphérique de nitrates et d'ammonium a fait augmenter la production de carbone dans les forêts du Canada. Et le dépôt atmosphérique de nitrates a également contribué à l'acidification des sols et des lacs dans le sud de l'Ontario et du Québec.

- ***Jusqu'à présent, les répercussions les plus importantes et les plus évidentes des apports d'éléments nutritifs se sont manifestées dans les écosystèmes aquatiques et ont entraîné l'altération d'utilisations des eaux. Néanmoins, on a observé les premiers symptômes des effets négatifs de ces apports sur les écosystèmes forestiers.*** Par exemple, le dépôt atmosphérique de nitrates a contribué à l'acidification des sols et des lacs dans le sud de l'Ontario et du Québec et entraîné la saturation en azote de certains bassins hydrographiques forestiers. En outre, le dépôt d'ammoniac et de nitrates a haussé la production de carbone dans les forêts; toutefois, on n'a pas encore signalé au Canada les modifications résultantes de la biodiversité des espèces végétales et animales sauvages observées dans les pays où les charges atmosphériques d'azote sont élevées.

8.7. Manque d'information

Notre évaluation a permis de déterminer les sources des éléments nutritifs d'origine anthropique et leurs effets sur les écosystèmes au Canada. Nous avons documenté des modifications négatives de ces écosystèmes attribuables aux charges d'éléments nutritifs ainsi que les incidences de ces modifications sur la qualité de vie des Canadiens (voir la section 8.2). Toutefois, le manque de données a limité notre capacité d'évaluer les changements que produisent les apports d'éléments nutritifs sur les écosystèmes. Ce manque peut être divisé en deux grandes classes: le manque de données de surveillance des émissions et rejets et des conditions ambiantes, la connaissance insuffisante des effets des apports d'éléments nutritifs sur les écosystèmes et la santé humaine.

Manque de données de surveillance. Bien que nous ayons tout mis en œuvre pour déterminer l'état des écosystèmes au Canada par rapport aux éléments nutritifs, la masse de données sur les sources et les effets de ces éléments diminuait progressivement selon le milieu récepteur dans l'ordre suivant : lacs, cours d'eau, milieux humides, eaux souterraines, eaux côtières et forêts. Les aspects suivants retiennent particulièrement l'attention quant au manque de données.

- Introduction dans les eaux de surface d'éléments nutritifs d'origine industrielle. À l'heure actuelle, la disponibilité des données sur les charges d'azote et de phosphore provenant d'établissements industriels non desservis par des installations municipales de traitement des eaux usées (IMTEU) est irrégulière. Les exigences en matière de surveillance et de rapports varient d'une province, d'un territoire et d'un secteur industriel à l'autre. Ainsi, 2 130 établissements industriels au Canada détiennent des permis de rejet d'eaux usées, mais nous avons pu obtenir des données sur les charges d'éléments nutritifs de seulement 91 établissements quant aux nitrates, 142 établissements quant à l'ammonium et 191 établissements quant au phosphore total (tableau 3.6). Qui plus est, ces données ne sont pas stockées dans une base unique.

- Charges d'éléments nutritifs des eaux de surface provenant des IMTEU. Il existe des données sur les charges d'azote et de phosphore provenant d'un certain nombre d'IMTEU au Canada, mais celles-ci ne sont pas uniformes du point de vue des paramètres mesurés ou de la fréquence des échantillonnages. Et, ici encore, les données ne sont pas stockées dans une base unique. Notre analyse des charges d'éléments nutritifs provenant des IMTEU repose sur l'emploi de coefficients établis en fonction du nombre d'habitants bénéficiant des divers niveaux de traitement des eaux usées.
- Introduction dans les eaux de surface et souterraines d'éléments nutritifs d'origine agricole. Nous avons mené des études dans des parcelles, des champs ou de petits bassins hydrographiques, mais nous n'avons pu produire des estimations à l'échelle régionale ou nationale des charges d'éléments nutritifs des eaux de surface et souterraines.
- Dépôt atmosphérique de phosphore et d'azote total. Même s'il existe un réseau de postes provinciaux et fédéraux de surveillance recueillant des données qui permettent d'élaborer des estimations du dépôt atmosphérique d'azote inorganic, on ne dispose pas de données correspondantes pour le dépôt de phosphore ou d'azote total ni d'estimations des charges provenant des différents secteurs d'activité.
- Qualité des eaux souterraines. Il n'existe des programmes de relevé aux puits artésiens que çà et là au Canada. L'eau a déjà une teneur en nitrates et en bactéries proche des limites fixées dans les recommandations pour la qualité de l'eau potable ou supérieure à celles-ci. Et il existe peu d'information sur les concentrations d'ammoniac et de phosphore dans les eaux souterraines.
- Mortalité des poissons attribuable aux rejets accidentels de composés à base d'éléments nutritifs. Actuellement, il n'est pas obligatoire de fournir des renseignements à ce sujet.

Connaissance insuffisante des effets des apports d'éléments nutritifs sur les écosystèmes et la santé humaine. Contrairement à d'autres problèmes, comme les effets des substances chimiques toxiques, qu'on peut éliminer par la reformulation ou en interdisant l'utilisation, la gestion des éléments nutritifs est un problème environnemental persistant. Il importe de poursuivre les recherches, en particulier sur les aspects suivants, afin de connaître les effets des apports d'éléments nutritifs sur les écosystèmes au Canada.

- Le devenir et le transport des éléments nutritifs dans les différents écosystèmes (milieux humides, eaux côtières, forêts, cours d'eau et lacs) et leurs incidences sur le biote.
- La contribution des éléments nutritifs à la prolifération d'algues bleu-vert et à la production de toxines.
- Leur contribution aux problèmes liés au goût et à l'odeur de l'eau potable.
- Les interactions entre les éléments nutritifs et les contaminants organiques ainsi que les effets de ceux-ci sur les réseaux trophiques en milieu aquatique.
- Les effets des eaux usées et des panaches d'eaux usées d'origine industrielle sur les organismes aquatiques pendant les périodes d'englacement (où le mélange des panaches est limité et la température de l'eau est basse).
- Les effets des charges d'éléments nutritifs imposées aux écosystèmes aquatiques et terrestres sur de longues périodes (des décennies), dont les effets sur la qualité de l'eau et des sédiments/des sols et sur les réseaux trophiques.
- Les répercussions des pratiques de gestion des forêts sur la libération d'éléments nutritifs dans les écosystèmes aquatiques.
- Les effets cumulés sur les milieux aquatiques de la combinaison de plusieurs sources d'éléments nutritifs dans une région donnée.

- Le rapport entre les concentrations d'éléments nutritifs et la biomasse végétale des milieux aquatiques, en particulier des cours d'eau et des eaux côtières, et le niveau auquel les éléments nutritifs commencent à altérer les utilisations bénéfiques des cours d'eau du point de vue de la préservation du caractère esthétique et des avantages pour les loisirs et de la protection des organismes aquatiques.

8.6. Les défis de l'avenir

Au cours des cent dernières années, la demande d'eau a augmenté constamment au Canada, en partie à cause de l'accroissement de la population et de la consommation d'eau dans les municipalités. Le développement des industries énergivores, l'expansion de l'agriculture irriguée et la hausse du niveau de vie entrent également en jeu à cet égard.

La Commission Brundtland (Commission mondiale sur l'environnement et le développement) préconisait le développement durable, c'est-à-dire un développement répondant aux besoins des générations présentes sans nuire à la capacité des générations futures de satisfaire leurs propres besoins. Le maintien de la qualité de l'air, de l'eau et du sol eu égard aux éléments nutritifs est une importante composante du développement durable. Or des études ont déjà montré que, dans certaines régions du monde, l'excès d'azote (sous forme notamment d'ammoniac et d'oxydes d'azote) impose un écrasant fardeau aux écosystèmes, dont les forêts et les eaux côtières. Cet azote, libéré en grande partie par les engrais synthétiques azotés et les oxydes rejetés par les véhicules à moteur et les établissements industriels, ne pouvant plus être absorbé par les écosystèmes terrestres, s'introduit dans les cours d'eau, les lacs, les estuaires et les océans. Ce surplus d'azote produit, dans les zones côtières, des proliférations d'algues qui peuvent être toxiques et réduire l'apport d'oxygène lorsqu'elles gagnent le fond et dégénèrent. L'excès d'azote nuit également aux écosystèmes terrestres, car il déplace des ions à partir des sols des forêts et entraîne ainsi des déficits en minéraux qui finissent par être fatals pour les arbres. En 1997, l'Ecological Society of America et le Comité scientifique sur les problèmes de l'environnement du Conseil international des unions scientifiques ont affirmé que la pollution par l'azote est un problème majeur auquel les populations ne sont pas suffisamment sensibilisées.

Ce rapport montre clairement les symptômes de la détérioration de l'environnement due aux charges d'éléments nutritifs d'origine anthropique au Canada. Les problèmes environnementaux attribuables aux quantités excessives d'éléments nutritifs sont moins graves et ont tendance à être plus localisés au Canada que dans les pays où les peuplements humains et la production agricole datent de longtemps. Cela s'explique par le fait que notre population est relativement faible par rapport à l'étendue du territoire et par les mesures de protection prises par les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux au cours des trente dernières années. Pourtant, malgré les succès remportés, on peut observer des effets évidents des charges d'éléments nutritifs sur l'environnement et la santé humaine dans toutes les régions du pays. Contrairement à d'autres pays dont les peuplements humains et la production agricole datent de plus longtemps, et qui subissent donc une pollution plus importante, nous pouvons encore nous attaquer au problème causé par les apports d'éléments nutritifs avant qu'il devienne insurmontable. Il existe des solutions basées sur la recherche scientifique qui peuvent aider à réduire les pertes d'éléments nutritifs et, partant, à améliorer l'environnement. De nouvelles technologies se font jour qui peuvent être mises à contribution à cet égard. De plus, il existe des moyens de réduire les charges d'éléments nutritifs, en particulier dans les

pays qui sont confrontés à ce problème depuis longtemps. Il est primordial de mener des activités de recherche et de surveillance pour faire en sorte que les décisions prises en ce qui touche les éléments nutritifs reposent sur une assise scientifique solide. Et il est essentiel de ne pas annuler les progrès réalisés grâce au traitement des eaux usées et à d'autres mesures de contrôle en relâchant les normes ou en se laissant dépasser par la croissance démographique. Il faut également continuer d'intégrer les moyens scientifiques les meilleurs et les plus évolués aux solutions pratiques mises en œuvre.

Références

Aaby, B. 1994. Monitoring Danish raised bogs. *In* Mires and Man. Mire Conservation in a Densely Populated Country- the Swiss Experience. *Edited by* A. Grünig. Birmensdrof, Kosmos. p. 284-300.

AAFRD (Alberta Agriculture, Food, and Rural Development). 2000. Code of Practice for Responsible Livestock Development and Manure Management. <www.agric.gov.ab.ca/agdex/400/400_27-2.html> (5 Dec. 2000).

Abelovich, A. and Y. Azov. 1976. Toxicity of ammonia to algae in sewage oxidation ponds. Appl. Environ. Microbiol. 31: 801-806.

Aber, J.D., A. Magill, R. Boone, J.M Melillo, P. Steudler and R. Bowden. 1993. Plant and soil responses to chronic nitrogen additions at the Harvard Forest, Massachusetts. Ecol. Appl. 3: 156-166.

Aber, J.D., A. Magill, S.G. McNulty, R.D. Boone, K.J. Nadelhoffer, M. Downs and R. Hallett. 1995. Forest biogeochemistry and primary production altered by nitrogen saturation. Water Air Soil Pollut. 85: 1665-1670.

Aber J., W. McDowell, K. Nadelhoffer, A. Magill, G. Bernston, M. Kamakea, S. McNulty, W. Currie, L. Rustad and I. Fernandez. 1998. Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems. Bioscience 48: 921-934.

AC [Agriculture Canada]. 1989. Article de documentation 89-01: caractérisation et identification des pesticides susceptibles d'être lessivés et des zones potentielles de contamination de l'eau souterraine par les pesticides au Canada. Direction générale de la production et de l'inspection des aliments. Ottawa, Ont. 37 p. + Appendices.

Ackefors, H. and M. Enell. 1990. Discharge of nutrients from Swedish fish farms into adjacent sea areas. Ambio 19: 28-35.

Adachi, R. 1965. Studies on a dinoflagellate *Peridinium polonicum Woloszynska*. I J. Faculty of Fisheries 6: 318-326.

Adams, M.A. 1993. Discussion paper: Purple loosestrife (*Lythrum salicaria*) in the Fraser River Estuary. Fraser River Management Program. Tech Report H-93-01. Fraser River Estuary Program Office, New Westminster, BC. 26 p.

Adaros, G., H.J. Weigel and H.J. Jäger. 1991. Single and interactive effects of low levels of O_3, SO_2, and NO_2 on the growth and yield of spring rape. Environ. Pollut. 72: 269-286.

Admiraal, W. 1977. Tolerance of estuarine benthic diatoms to high concentrations of ammonia, nitrite ion, nitrate ion, and orthophosphate. Mar. Biol. 43: 307-315.

AEP [Alberta Environmental Protection]. 1997. Guidelines for the application of municipal wastewater sludges to agricultural lands. Edmonton, AB.

Aerts, R. and F. Berendse. 1988. The effect of increased nutrient availability on vegetation dynamics in wet heathlands. Vegetatio 76: 63-69.

AES-EC [Atmospheric Environment Service, Environment Canada]. 1997. 1997 Canadian acid rain assessment volume two: Atmospheric science. Atmospheric Environment Service, Air Quality Branch, Downsview, ON.

Agriculture et Agroalimentaire Canada. 1997. Profil des tendances de production et des enjeux environnementaux du secteur agricole et agroalimentaire canadien. Ministre des Travaux publics et Services gouvernementaux Canada. Publication 1938/F. 50 p.

Agriculture et Agroalimentaire Canada. 1998. Consommation, livraison et commerce des engrais au Canada 1996-1997. Marché des intrants agricoles, Ottawa, Ont.

Agriculture Canada. 1992. Ontario farm groundwater survey: Winter 1991/ 92. Ottawa, ON.

Agriculture Canada. 1993. Ontario farm groundwater quality survey, Summer 1992. Report prepared under the Federal-Provincial Land Management Assistance Program. *Edited by* D. Rudolph and M. Goss. ISBN 0-662-20879-X.

Ahl, T. 1988. Background yield of phosphorus from drainage area and atmosphere: An empirical approach. Hydrobiol. 170: 35-44.

Alabaster, J.S., D.G. Shurben and G. Knowles. 1979. The effect of dissolved oxygen and salinity on the toxicity of ammonia to smolts of salmon, *Salmo salar*. J. Fish. Biol. 15: 705-712.

Alabaster, J.S., D.G. Shurben and M.J. Mallett. 1983. The acute lethal toxicity of mixtures of cyanide and ammonia to smolts of salmon, *Salmo salar* L. at low concentrations of dissolved oxygen. J. Fish. Biol. 22(2): 215-222.

Alberta Environment. 1999. Surface water quality guidelines for use in Alberta. Environmental Science Division. Edmonton, AB.

Alexander, G.J. and R.J. Stevens. 1976. Per capita phosphorus loading from domestic sewage. Wat. Res. 10: 757-764.

Alexandrov, V.A. and W. Jänisch. 1971. Teratogenic effect of ethylurea and nitrite in rats. Experientia 27: 528-539.

Allan, R.J., J.D.H. Williams, S.R. Joshi and W.F. Warwick. 1980. Historical changes and relationship to internal loading of sediment phosphorus forms in hypertrophic prairie lakes. J. Environ. Qual. 9: 199-206.

Al-Mufti, M.M., C.L. Sydes, S.B. Furness, J.P. Grime and S.R. Band. 1977. A quantitative analysis of shoot phenology and dominance in herbaceous vegetation. J. Ecol. 65: 759-791.

Amundson, R.G. and D.C. McLean. 1982. Influence of oxides of nitrogen on crop growth and field: an overview. *In* Air Pollution by Nitrogen Oxides. *Edited by* T. Schneider et C. Grant. Elsevier, Amsterdam. p. 501-510.

Anderson, A.-M., D.O. Trew, R.D. Neilson, N.D. MacAlpine and R. Borg. 1998. Impacts of agriculture on surface water quality in Alberta. Part 1: Haynes Creek Study. Canada-Alberta Environmentally Sustainable Agriculture Agreement (CAESA).

Anderson, D.M. 1994. Red tides. Sci. Amer. 227: 62-68.

Antler, S. 1997. Composting comes of age: Highlights from a new Canada-wide study. Solid Waste and Recycling. October/November 1997. p. 12-17.

Aravena, R., M.L. Evans and J.A. Cherry. 1993. Stable isotopes of oxygen and nitrogen in source identification of nitrate from septic systems. Ground Water 31: 180-186.

Armstrong, D.C., D. Chippendale, A.W. Knight and J.E. Colt. 1978. Interaction of ionized and unionized ammonia on short-term survival and growth of prawn larvae, *Macrobrachium rosengerii*. Bio. Bull. 154: 15-31.

Arp, P.A. and U. Oja. 1992. Estimating base cation losses and forest biomass response to acid sulfate/nitrate loading: a case study for maple sites within the Turkey Lakes (Algoma) and Harp Lake (Dorset) watersheds. CEA No. 841-g-726. Joint CEA-CPPA-FC-EC Project: Tech. Rep., Part XVI.

Arp, P. A., T. Oja and M. March. 1996. Calculating critical S and N loads and current excedences for upland forests in southern Ontario, Canada. Can. J. For. Res. 26: 696-709.

Arthur, J.W., C.W. West, K.N. Allen and S.F. Hedtke. 1987. Seasonal toxicity of ammonia to five fish and nine invertebrate species. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 38: 324-331.

Ashley, K., D. Sebastian, L. Thompson, D. Lasenby, L. McEachern and K. Smokorowski. 1997. Restoration of an interior lake ecosystem: the Kootenay Lake fertilisation experiment. Water Qual. Res. J. Can. 2: 295-323.

Atkinson, C.J., P. Wookey and T.A. Mansfield. 1991. Atmospheric pollution and the sensitivity on barley leaves to abscisic acid and carbon dioxide. New Phytol. 117: 159-166.

Bacchus, H. 1974. An ecological study of Cootes Paradise. MSc. thesis. McMaster University, Hamilton, ON. 220 p.

Bailey, L. and K. Buckley. 1998. Land Application of hog manure: Agronomic and environmental considerations. The Canadian perspective. Presentation at the HEMS Workshop, Toronto, ON. April 27-28.

Bajkov, A 1930. Biological conditions of Manitoba lakes. Contrib. Ca, Biol. Fish. 5: 383-422

Baker, J. and V. Waights. 1993. The effect of sodium nitrate on the growth and survival of toad tadpoles (*Bufo bufo*) in the laboratory. Herpetol. J. 3: 147-148.

Baker, J.M. and V. Waights. 1994. The effects of nitrate on tadpoles of the tree frog (*Litoria caerulea*). Herpetol. J. 4: 106-108.

Balmer, P. and B. Hultman. 1988. Control of phosphorus discharges: present situation and trends. Hydrobiol. 170: 305-319.

Barica, J.M. and F.A.J. Armstrong. 1971. Contribution by snow to the nutrient budget of some small Northwest Ontario lakes. Limnol. Oceanogr. 16: 891-899.

Barr Engineering. 1993. Phosphorus reduction study for the Twin Cities Metropolitan Area. Rapport produit pour la Minnesota Pollution Control Agency, St. Paul, MN, USA.

Barry, D.A., J.D. Goorahoo and M.J. Goss. 1993. Estimation of nitrate concentrations in groundwater using a whole farm nitrogen budget. J. Environ. Qual. 22: 767-775.

Basu, B.K. and F. R. Pick. 1996. Factors regulating phytoplankton and zooplankton biomass in temperate rivers. Limnol. Oceanogr. 41: 1572-1577.

Bates, S.S., C.J. Bird, R.K. Boyd, A.S.W. de Freitas, M. Falk, R.A. Foxall, L.A. Hanic, W.D. Jamieson, A.W. McCulloch, P. Odense, M.A. Quilliam, P.G. Sim, P. Thibault, J.A. Walter and J.L.C. Wright. 1988. Investigations on the source of domoic acid responsible for the outbreak of amnesic shellfish poisoning (ASP) in Eastern Prince Edward Island. Atlantic Research Lab Tech. Report 57. NRC, Halifax, NS. 59 .

Bates, S.S., C.J. Bird, A.S.W. deFreitas, R. Foxall, M. Gilgan, L.A. Hanic, G.R. Johnson, A.W. McCulloch, P. Odense, R. Pocklington, M.A. Quilliam, P.G. Sim, J.S.C. Smith, D.V. Subba-Rao, E.C.D. Todd, J.A. Walter and J.L.C. Wright. 1989. Pennate diatom *Nitzschia pungens* as the primary sources of domoic acid, a toxin in shellfish from Eastern Prince Edward Island, Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46: 1203-1215.

Bates, S.S., A.S.W. de Freitas, J.E. Milley, R. Pocklington, M.A. Quilliam, J.C. Smith and J. Worms. 1991. Controls on domoic acid productivity by the diatom *Nitzschia pungens* f. Multiseries in culture: Nutrients and irradiance. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 1136-1144.

Bates, S.S., J. Worms and J.C. Smith. 1993. Effects of ammonium and nitrite ion on growth and domoic acid production by *Nitzschia pungens* in batch culture. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50: 1248-1254.

BCAF [British Columbia Ministry of Agriculture and Food]. 1999. Environmental guidelines for producers. <www.agi.gov.bc.ca/resmgmt/fppa/pubs/environ/envguide.htm> (3 Feb. 1999).

BCEAO [British Columbia Environmental Assessment Office]. 1997. Salmon aquaculture review: Volume 3: Technical advisory team discussion papers. Queen's Printer for British Columbia, Victoria, BC.

BCELP [British Columbia Environment, Lands and Parks]. 1998a. Draft Selected Organic Matter Recycling Regulation. Victoria, BC.

BCELP [British Columbia Environment, Lands and Parks]. 1998b. Solid waste in British Columbia. <www.ene.gov.bc.ca:80/sppl/soerpt/waste/waste.html> (6 April 1998).

BCELP [British Columbia Environment, Lands and Parks]. 1999. British Columbia water quality status report. <www.elp.gov.bc.ca:80/wat/wq/public/bcwqsr/bcwqsr1.html> (4 Aug. 1999).

BCF [British Columbia Forestry]. 1997. Just the facts: A review of silviculture and other forestry statistics. <www.for.gov.bc.ca/hfp/forsite/jtfacts/silv3b.htm> (11 Feb. 2000).

BC Fisheries. 1998. British Columbia aquaculture production 1994-96. <www.fisheries.gov.bc.ca/Maff/aquastat.htm> (date).

BCSTATS. 1998a. British Columbia Regional District July 1 population estimates: 1996-97. <www.bcstats.gov.bc.ca/data/pop/pop/cdpop5.htm> (5 Aug. 1998).

BCSTATS. 1998b. British Columbia Regional District population projection 2008-2012. P.E.O.P.L.E. Projection Run 23. <www.bcstats.gov.bc.ca/data/pop/pop/rdproj3.htm> (5 Aug. 1998).

Beauchamp, E.G. and R.P. Voroney. 1994. Crop carbon contribution to the soil with different cropping and livestock systems. J. Soil Water Conser. 49: 205-209.

Behroozi, K, R. Guttman, N. Gruener and H.I. Shuval. 1971. Changes in the motor activity of mice given sodium nitrate drinking solution. *In* Proceedings of a Symposium on Environmental Physiology, Beersheba, Israel. December 1971.

Beklioglu, M. and B. Moss. 1996. Existence of a macrophyte-dominated clear water state over a very wide range of nutrient concentrations in a small lake. Hydrobiol. 337: 93-106.

Bell, S.A., T.W. Ashenden and C.R. Rafael. 1992. Effects of rural roadside levels of nitrogen dioxide on *Polytrichum formosum*. Environ. Pollut. 76: 11-14.

Benedict, H.M and W.H. Breen. 1955. The use of weeds as a means of evaluating the damage caused by air pollution. *In* Proceedings of the 3rd National Air Pollution Symposium, Los Angeles, CA. p. 177-190.

Bennet, J.H. 1975. Acute effects of combinations of SO_2 and NO_2 on plants. Environ. Pollut. 9: 127-132.

Berden, M and S.I. Nilsson. 1996. Influence of added ammonium sulphate and the leaching of aluminium, nitrate and sulphate- a lab experiment. Water Air Soil Pollut. 87: 1-22.

Berge, D. and T. Källqvist. 1998. Biological availability of various P-sources studied in different test systems. Verh. Internat. Verein. Limnol. 26: 2401-2404.

Berger, L. 1989. Disappearance of amphibian larvae in the agricultural landscape. Ecol. Inter. Bull. 17: 65-73.

Beresford, S.A.A. 1985. Is nitrate in the drinking water associated with the risk of cancer in the urban UK? Inter. J. Epidemiol. 14: 57-72.

Besford, R. T. and D.W Hand. 1989. The effects of CO_2 enrichment and nitrogen oxides on some Calvin cycle enzymes and nitrite reductase in glasshouse lettuce. J. Exper. Bot. 40(212): 329-343.

Betcher, R.N. 1997. Rural groundwater quality surveys southern and central Manitoba. *In* Proceedings of Rural Water Quality Symposium, March 25-26, 1997, Winnipeg, MB.

Bicki, T.J., R.B. Brown, M.E. Collins, R.S. Mansell and D.F. Rothwell. 1984. Impact of on-site sewage disposal systems on surface and ground water quality. Report to Florida Department of Health and Rehabilitative Services. Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, Gainesville, FL.

Biederbeck, V.O., W.A. Rice, C. van Kessel, L.D. Bailey and E.C Huffman. 1996. Present and future nitrogen gains from legumes in major soil zones of the prairies. *In* Soils & Crops'96. Proceedings of the Soils and Crops Workshop. February 22-23, 1996, University of Saskatchewan, Saskatoon, SK. p. 441-445.

Biggs, B.J.F. and M.E. Close. 1989. Periphyton biomass dynamics in gravel bed rivers: the relative effects of flow and nutrients. Freshwat. Biol. 22: 209-231.

Biggs, B.J.F. and R.L. Lowe. 1994. Responses of two trophic levels to patch enrichment along a New Zealand stream continuum. N.Z. J. Mar. Freshwat. Res. 28: 119-134.

Billings, W.H. 1981. Water-associated human illness in northeast Pennsylvania and its suspect association with blue-green algae blooms. *In* The Water Environment: Algal Toxins and Health. *Edited by* W.W. Carmichael. Plenum Press. N.Y. p. 243-256.

Binkley, D. and T.C. Brown. 1993. Forest practices as nonpoint sources of pollution in North America. Water Res. Bull. 29: 729-740.

Bird, D. et V. Mesnage. 1996. Évaluation du bilan annuel de phosphore dans le Lac Heney. Rapport produit pour le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec et l'Association pour la protection du lac Heney. Groupe de recherche en écologie aquatique. Université du Québec à Montréal.

Birtwell, I.K., G.L. Greer, M.D. Nassichuk and I.H. Rogers. 1983. Studies on the impact of municipal sewage discharged into an intertidal area within the Fraser River estuary, British Columbia. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 1170. 55 p.

Black, E.A. and J.R. Forbes. 1997. Overview of effects of elevated nutrients from fish farm wastes on phytoplankton productivity. *In* Report to the provincial assessment review of salmon aquaculture in British Columbia. Department of Fisheries and Oceans. p. 48-57.

Black, S.A., D.N. Graveland, W. Nickolaichuck, D.W. Smith, R.S. Tobin, M.D. Webber et T.R. Brindle. 1984. L'épandage des eaux usées traitées et des boues d'épuration d'origine urbaine. Environnement Canada, Guide SPE 6-EP-84-1, Ottawa, ON.

Blaustein, A.R., D.B. Wake and W.P. Sousa. 1994. Amphibian declines: Judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. Conser. Biol. 8: 60-71.

Bobbink, R., L. Bik and J.H. Willems. 1988. Effects of nitrogen fertilization on vegetation structure and dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.): Beauv. in chalk grassland. Acta. Bot. Neerl. 37:231-242.

Boghen, A.D. 1989. Cold-water aquaculture in Atlantic Canada. Canadian Institute for Research on Regional Development, Moncton, NB.

Bohn, H. L., B. L. McNeal and G. A. O'Connor. 1985. Soil Chemistry, 2nd ed. John Wiley & Sons, New York. 341 p.

Boland J.J., B.P. Anderson, N.H. Brooks, W.M. Eichbaum, L.R. Goldman, D.R.G. Harleman, R.W. Howarth, R.J. Hugget, T.M. Keinath, A.J. Mearns, C.R. O'Melia, L.A. Roesner, J.B. Rose and J.R. Schubel. 1993. Managing Wastewater in Coastal Urban Areas. National Academy Press, Washington, DC. 477 p.

Bolinder, M.A., D.A. Angers and J.P. Dubuc. 1997. Estimating shoot to root ratios and annual carbon inputs in soils for cereal crops. Agric. Ecosys. Environ. 63: 61-66.

Bolinder, M.A., R.R. Simard, S. Beauchemin and K.B. MacDonald. 2000. Risque de contamination de l'eau par le phosphore. In L'agriculture écologiquement durable au Canada : rapport sur le Projet des indicateurs agroenvironnementaux. *Publié sous la direction de* T. MacRae, C.A.S. Smith and L.J. Gregorich. Direction générale de la recherche, Direction générale des politiques stratégiques, Administration du rétablissement agricole des Prairies, Agriculture et Agroalimentaire Canada.

Bothwell, M.L. 1985. Régulation de la production et de la biomasse algales par le phosphore dans la rivière Thompson, Colombie-Britannique. Série scientifique de la DGEI; étude no. 165. 10 p.

Bothwell, M.L. 1992. Eutrophication of rivers by nutrients in treated kraft pulp mill effluent. Water Pollut. Res. J. Can. 27: 447-472.

Bothwell, M.L., S. Jasper and R.J. Daley. 1989. Phosphorus Control of Algal Production and Biomass in the Thompson River, British Columbia. IWD Scientific Series No. 165. 9 p.

Bothwell, M.L., G. Derksen, R.N. Nordin and J.M. Culp. 1992. Nutrient and grazer control of algal biomass in the Thompson River, British Columbia: a case history of water quality management. *In* Aquatic Ecosystems in Semi-Arid Regions: Implications for Resource Management. *Edited by* R.D. Robarts and M.L. Bothwell. NHRI Symposium Series 7, Environment Canada, Saskatoon, SK. p. 253-266.

Bourke, A.T.C., R.B. Hawes, A. Nielson and N.D. Stallman. 1983. An outbreak of hepatoenteritis (the Palm Island mystery disease) possibly caused by algae intoxication. Toxicon. Suppl. 3: 45-48.

Boutin, C. and B. Jobin. 1998. Intensity of agricultural practices and effects on adjacent habitats. Ecol. Appl. 8: 544-557.

Bradfield, G.E. and G.L. Porter. 1982. Vegetation structure and diversity components of a Fraser estuary tidal marsh. Can. J. Bot. 60: 440-451.

Bradley, W.B., H.F. Eppson and O.A. Beath. 1940. Livestock poisoning by oat hay and other plants containing nitrate. Wyoming Agr. Exp. Bull. 241: 3-20.

Bradstock R., J. Sanders and A. Tegart. 1987. Short-term effects on the foliage of an eucalyptus forest after an aerial application of a chemical fire retardant. Austr. For. 50: 71-80.

Brenton, P. and D. Mellish. 1996. The development of an on-farm manure management program. Final report to Canada/Nova Scotia Agreement on the Agricultural Component of the Green Plan. 29 p. <agric.gov.ns.ca/rs/greenplan/waste/131.html> (9 Oct. 1998).

Bretthauer, R. 1978. Some ecological limits of tolerance to *Ochromonas sociabilis*. Verh. Internat. Verein. Limnol. 20: 1850-1854.

Briggins, D.R. and D.E. Moerman. 1995. Pesticides, nitrate-N and bacteria in farm wells of Kings County, Nova Scotia. Water Qual. Res. J. Can. 30: 429-442.

Brisbin, P.E. 1995. Agricultural Nutrient Management in the Lower Fraser Valley. Prepared for BC Ministry of Environment, Land and Parks, BC Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Environment Canada and Fisheries and Oceans Canada. DOE FRAP Report 1995-27.

Broderius, S., R. Drummond, J. Fiandt and C. L. Russom. 1985. Toxicity of ammonia to early life stages of the smallmouth bass at four pH values. Environ. Toxicol. Chem. 4: 87-96.

Broitman, S.A., H. Vélez and J.J. Vital. 1981. A possible role of iron deficiency in gastric cancer in Columbia. Adv. Exp. Med. Biol. 135: 155-167.

Brooks, W.P. and G.A. Codd. 1987. Distribution of *Microcystis aeruginosa* peptide toxin and interactions with hepatic microsomes in mice. Pharm. Toxicol. 60: 187-191.

Brownell, C.L. 1980. Water quality requirements for first feeding in marine fish larvae. I. Ammonia, nitrite, nitrate. J. Exper. Mar. Biol. Ecol. 44: 269-284.

Brownlee, B.G., D.S. Painter and R.J. Boone. 1984. Identification of taste and odour compounds from western Lake Ontario. Water Pollut. Res. J. Can. 19: 111-118.

Bruggink, W.T., H.G. Wolting, J.H.A. Dassen and V.M. Bus. 1988. The effect of nitric oxide fumigation at two CO_2 concentrations on net photosynthesis and stomatal resistance of tomato (*Lycopersicon lycopersicum* L. cv. Abunda). New Phytol. 110: 185-191.

Brunskill, G.J. 1973. Rates of supply of nitrogen and phosphorous to Lake Winnipeg, Manitoba, Canada. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. Verh. 18: 1755-1759.

Brunskill, G.J., S.E.M. Elliot and P Campbell. 1980. Morphometry, hydrology, and watershed data pertinent to the limnology of Lake Winnipeg. Can. Fish. Serv. MS Rep. No. 1556.

Brylinsky, M., G.R. Daborn, D.J. Wildish, M.J. Dadswell, P.W. Hicklin, C.D. Duncan, W.T. Stobo, M.W. Brown and S.D. Kraus. 1996. The biological environment of the Bay of Fundy. *In* Bay of Fundy Issues: A Scientific Overview. Workshop proceedings. *Edited by* J.A. Percy, P.G. Wells and A.J. Evans. Wolfville, N.S. Jan 29 to Feb 1, 1996. Environment Canada- Atlantic Region Occasional Report No. 8. Environment Canada, Sackville, NB. p. 63-101.

Buckley, J.E. 1978. Acute toxicity of un-ionized ammonia to fingerling coho salmon. Prog. Fish. Cult. 40: 30-32.

Burkholder, J.M., E.J. Noga, C.W. Hobbs, H.B. Glasgow, Jr. and S.A. Smith. 1992. New "phantom" dinoflagellate is the causative agent of major estuarine fish kills. Nature 358:407-410; Nature 360:768.

Burns, N.M. 1976. Nutrient budgets for Lake Erie, 1970. J. Fish Res. Bd. Can. 33:520-536.

Busch, R.H., R.L. Buschbom, W.C. Cannon, K.E. Lauhala, F.J. Miller, J.A. Graham and L.G. Smith. 1986. Effects of ammonium nitrate aerosol exposure on lung structure of normal and elastase-impaired rats and guinea pigs. Environ. Res. 39: 237-252.

Buth, J.L., H. Rohde and R. Butler. 1992. Groundwater quality assessment of the Assiniboine Delta Aquifer. Manitoba Agriculture, Carman, MB, 12 p.

CAIA [Canadian Aquaculture Industry Alliance]. 1998. Industry profile information. <www.aquaculture.ca> (27 April 1998).

Camargo, J.A. and J.V. Ward. 1992. Short-term toxicity of sodium nitrate ($NaNO_3$) to non-target freshwater invertebrates. Chemosp. 24: 23-38.

Cameron, R. and B. Obee 1981. Special Report- The Lower Fraser: How well are we looking after B.C.'s front door? British Columbia Ministry of Environment. Wildlife Rev. 10: 3-12.

Campbell, C.A., R. De Jong and R.P. Zentner. 1984. Effect of cropping, summerfallow and fertilizer nitrogen on nitrate-nitrogen lost by leaching on a brown chernozemic loam. Can. J. Soil. Sci. 64: 61-74.

Campbell, C.A., R.P. Zentner, F. Selles and O.O. Akinremi. 1993. Nitrate leaching as influenced by fertilization in the brown soil zone. Can. J. Soil Sci. 73: 387-397.

Campbell, H.W. and M.D. Webber. 1997. Biosolids management in Canada: Current practice and future trends. Presented to the Specialty Conference on Management and Fate of Toxic Organics in Sludge Applied to Land, Apr. 30-May 2, 1997, Copenhagen, Denmark.

Campbell, J. B., A. N. Davis and P.J. Myhr. 1954. Methemoglobinemia of livestock caused by high nitrate contents of well water. Can J. Comp. Med. 18: 93-101.

Canfield, D.E. Jr. 1983. Prediction of chlorophyll a concentrations in Florida lakes: the importance of phosphorus and nitrogen. Water Resour. Bull. 19: 255-262.

Canfield, D.E. Jr. and M.V. Hoyer. 1988. Influence of nutrient enrichment and light availability on the abundance of aquatic macrophytes in Florida streams. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 1467-1472.

Cape, J.N., I.D. Leith, D. Fowler, M.B. Murray, L.J. Sheppard, D. Eamus and R.H.F. Wilson. 1991. Sulphate and ammonium in mist impair the frost hardening of red spruce seedlings. New Phytol. 118: 119-126.

Capron, S.J.M. 1989. The effect of oxides of nitrogen and CO_2 enrichment on photosynthesis and growth of lettuce (*Lactuca sativa* L.). New Phytol. 111: 473-481.

Capron, S.J.M, T.A. Mansfield and D.W. Hand. 1991. Low temperature-enhanced inhibition of photosynthesis by oxides of nitrogen in lettuce (*Lacusa sativa* L). New Phytol. 118: 309-313.

Caraco, N.F. 1993. Disturbance of the phosphorus cycle: a case of indirect effects of human activity. Trends Ecol. Evolut. 7: 51-54.

Caraco, N.F. 1995. Influence of human populations on P transfers to aquatic systems: a regional scale study using large rivers. *In* Phosphorus in the Global Environment. *Edited by* H. Tiessen. John Wiley, New York, NY. p. 235-244.

Cargill, S.M. and R.L. Jeffries. 1984. Nutrients limitation on primary productivity in a sub-arctic salt marsh. J. Appl. Ecol. 21: 257-268.

Carmichael, V., M. Wei and L. Ringham. 1995. Fraser Valley groundwater monitoring program final report.

Carmichael, W.W. 1986. Algal toxins. Adv. Bot. Res. 12: 47-101.

Carmichael, W.W. 1988. Toxins in freshwater algae. *In* Handbook of Natural Toxins. VOL. III. Marine Toxins and Venoms. *Edited by* A.T. Tu. Dekker, N.Y. p. 121-127.

Carmichael, W.W. 1989. Freshwater cyanobacteria (blue-green algae) toxins. *In* Natural Toxins. Proceedings from the Ninth World Congress on Animal, Plant and Microbial Toxins. *Edited by* C.L. Ownby and G.V Odell. Pergamon Press. N.Y. p. 3-16.

Carmichael, W. 1992. Cyanobacteria secondary metabolites - the cyanotoxins. J. Appl. Bacteriol. 72:445-459.

Carmichael, W.W. 1994. The toxins of cyanobacteria. Sci. Amer. (Jan. 1994): 78-86.

Carmichael, W.W., D.F. Biggs and P.R. Gorham. 1975. Toxicology and pharmacological action of *Anabaena flos-aquae* toxins. Sci. 187: 542-544.

Carmichael, W.W. and P.R. Gorham. 1978. Anatoxins from clones of *Anabaena flos-aquae* isolated from lakes of Western Canada. Mitt. Internat. Verein. Limnol. 21: 285-295.

Carmichael, W.W., C.L.A. Jones, N.A. Mahmood and W.C. Theiss. 1985. Algal toxins and water-based diseases. CRC Crit. Rev. Environ. Contam. 15: 275-313.

Carpenter, S.R., N.F. Caraco, D.L. Correll, R.W. Howarth, A.N. Sharpley and V.H. Smith. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. Ecol. Appl. 8: 559-568.

Carr, G.M. and P.A. Chambers. 1998. Spatial and temporal patterns in nutrients and algal abundance in Alberta rivers. Report prepared for the Prairie Provinces Water Board, Regina, SK.

Carvalho, L. and B. Moss. 1995. The current status of a sample of English sites of special scientific interest subject to eutrophication. Aquat. Conser. Mar. Freshwat. Eco. 5: 191-204.

Catalla, W.J. 1993. Ecotoxicology and wetland ecosystems: Current understanding and future needs. Environ. Toxicol. Chem. 12: 2209-2224.

Cattaneo, A., T. Kerimian, M. Roberge and J. Marty. 1997. Periphyton distribution and abundance on substrata of different size along a gradient of stream trophy. Hydrobiol. 354: 101-110.

Cavanagh, D.G. and J.B. Morris. 1987. Mucus protection and airway peroxidation following nitrogen dioxide exposure in the rat. J. Toxicol. Environ. Hlth. 22: 313-328.

CBCL Limited. 1996. Atlantic Canada standards and guidelines manual for the collection, treatment, and disposal of sanitary sewage. Prepared for Environment Canada, Dartmouth, NS.

CCC [Composting Council of Canada]. 1998. Setting the standard: A summary of compost standards in Canada. <www.compost.org/standard.html> (19 Oct. 1998).

CCCEDD [Chambre des communes. Comité permanent de l'environnement et du développement durable]. 1995. Notre santé en dépend! Vers la prévention de la pollution. Une LCPE renouvelée. Cinquième rapport. 391 p.

CCME [Conseil canadien des ministres de l'environnement]. 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement. CCME Winnipeg, Man.

CCME [Conseil canadien des ministres de l'environnement]. 2000. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux: protection de la vie aquatique – ammoniac. Winnipeg, Man.

CCMRE [Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement]. 1987. Recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Préparé par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement. Ottawa, Ont.

CE [Communauté européenne]. 1999a. Législation communautaire en vigueur <europa.eu.int/eur-lex/fr/lif/dat/1991/fr_391L0271.html> (12 Nov. 1999).

CE [Communauté européenne]. 1999b. Directive établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. <europa.eu.int/water/water-framework/index_fr.html> (19 févr. 2000).

CEE [Commission d'évaluation environnementale Canada-Nouvelle-Ecosse]. 1993. Projet d'assainissement du port de Halifax. Hull, QC. 79 p.

CEEP [Centre Européen d'Études des Polyphosphates]. 1998. Phosphates: A Sustainable Future in Recycling. Produced by CEEP, a sector group of CEFIC (European Chemical Industry Council), Brussels, Belgium.

Chalmers, A., C Kershaw, P. Leech. 1990. Fertilizer use on farm crops in Great Britain. Outlook Agric. 19(4): 269-278.

Chalmers, A.G. 1979. The effects of fertilization on nitrogen distribution in a *Spartina alterniflora* salt marsh. Est. Coast. Shelf Sci. 8: 327-337.

Chambers, P.A. 1989. Reconnaissance study of the Qu'Appelle Lakes. Report on the September 1989 evaluation of aquatic macrophyte growth in the Qu'Appelle Lakes. N.H.R.I Contribution No. 89090.

Chambers, P.A. 1996. Nutrient enrichment in the Peace, Athabasca and Slave Rivers: Assessment of present conditions and future trends. Northern River Basins Study, Edmonton, AB. Synthesis Report No. 4. 107 p.

Chambers, P.A., A-M. Anderson, C. Bernard, L..J. Gregorich, B. McConkey, P.H. Milburn, J. Painchaud, N.K. Patni, R.R. Simard et L.J.P. van Vliet. 2000. Surface water quality. *In* La santé de l'eau : vers une agriculture durable au Canada. *Publié sous la direction de* D.R. Coot et L..J. Gregorich. Agriculture et Agroalimentaire Canada. Publication 2020/F. Ottawa (Ont.) 173 p.

Champ, M.A., J.T. Lock, C.D. Bjork, W.G. Klussmann and J.D. McCullough Jr. 1973. Effects of anhydrous ammonia on a central Texas pond and a review of previous research with ammonia in fisheries management. Trans. Amer. Fish. Soc. 102: 73-82.

Chang, C. and T. Entz. 1996. Nitrate leaching losses under repeated cattle feedlot manure applications in southern Alberta. J. Environ. Qual. 25: 145-153.

Chapman, V.J. 1960. Salt marshes and salt deserts of the world. Hill/Leonard Books, London. 378 p.

Chapman, V.J. 1974. Salt Marshes and salt deserts of the world, 2nd Suppl. reprint ed. Verlag Von J. Cramer. 392 p.

Charlton, M.N. 1980. Hypolimnion oxygen consumption in lakes: discussion of productivity and morphometry effects. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 1531-1539.

Charlton, M N. 1994. The case for research on the effects of zebra mussels in Lake Erie: visualization of information from August and September 1993. J. Biol. Sys. 2: 467-480.

Charlton, M.N., R. Le Sage and J.E. Milne. 1998. Lake Erie in transition: the 1990s. *In*. State of Lake Erie (SOLE) - Past , Present and Future. *Edited by* M. Munawar, T. Edsall and I.F. Munawar. Ecovision World Mongraph Series, 1999 Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, p. 97-123.

Chartrand, J., P. Levallois, D. Gauvin, S. Gingras, J. Rouffignat et M-F. Gagnon. 1999. La contamination de l'eau potable par les nitrates a l'île d'Orléans. Vecteur Environnement, 32: 37-46.

Chemonics. 1991. Summary of fire chemical toxicity test: Fire-Trol LCA-R (raffinate) Data submitted to U.S. Forest Service. Phoenix, AZ.

Chen, J., W.J. Chen, J. Liu, J. Cihlar and S. Gray. 2000a. Annual carbon balance of Canada's forest during 1895-1996. Global Biogeochem. Cy. 14: 839-849..

Chen, W.J., J. Chen and J. Cihlar. 2000b. An integrated terrestrial ecosystem carbon-budget model based on changes in disturbance, climate, and atomspheric chemistry. Ecol. Model. 135: 55-79.

Cherry, J.A. and R.A. Rapaport. 1994. Chemical fate and transport in a domestic septic system: A case study.- Editorial. Environ. Toxicol. Chem. 13: 181-182.

Chételat, J., F.R. Pick, A. Morin and P.B. Hamilton. 1999. Periphyton biomass and community composition in rivers of different nutrient status. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56: 560-569.

Chiaudani, G. and Premazzi, G. 1988. Appraisal of the possible methods of combating the threat of eutrophication in community waters. Commission of the European Communities (CEC, Brussels).

Cho, C.Y. and D.P. Bureau. 1997. Reduction of waste output from salmonid aquaculture through feeds and feeding. The Prog. Fish Cult.: 59: 155-160.

Cho, C.Y., J.D. Hynes, K.R. Wood and H.K. Yoshida. 1994. Development of high-nutrient-dense, low-pollution diets and prediction of aquaculture wastes using biological approaches. Aquacult. 124: 293-305.

Chorus, I. and J. Bartram. 1999. Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. E and FN Spon, London UK. 432 p.

Chow C., J. House, R. Velzeboer, M Drikas, M. Burch and D. Steffensen. 1998. The effect of ferric chloride flocculation on cyanobacterial cells. Wat. Res. 32:808-814.

Chow-Fraser, P. 1998. A conceptual ecological model to aid restoration of Cootes Paradise Marsh, a degraded coastal wetland of L. Ontario, Canada. Wetland Ecol. Mgmt. 6: 43-57.

Chow-Fraser, P. and L. Lukasik. 1995. Community participation in the restoration of a Great Lakes coastal wetland. Restor. Mgmt. Notes. 13: 183-189.

Chow-Fraser, P., B. Crosbie, D. Bryant and B. McCarry. 1996. Potential contribution of nutrients and PAHs from the creeks of Cootes Paradise Marsh. Wat. Qual. Res. J. Can. 31: 485-503.

Chow-Fraser, P., V. Lougheed, V. LeThiec, B. Crosbie, L. Simser and J. Lord. 1998. Long-term response of the biotic community to fluctuating water levels and changes in water quality in Cootes Paradise Marsh, a degraded coastal wetland of L. Ontario. Wetland Ecol. Mgmt. 6: 19-42.

Clague, J.J. and J.L. Luternauer. 1982. Late Quaternary sedimentary environments, southwestern B.C. Guidebook 30A, 11th International congress on sedimentology. McMaster University, Hamilton, ON 167 p.

Clark, R.B. 1982. Nutrient solution growth of sorghum and corn in mineral nutrient studies. J. Plant Nutr. 5: 1039-1057.

Clemens, W.A. 1935. Red "water bloom" in British Columbian waters. Nature 135: 473.

Clough, P.W.L. 1983. Nitrates and gastric carcinogenesis. Minerals Environ. 5: 91-104.

Codd, G.A., C. Edwards, K.A. Beattie, W.M. Barr and G.J. Gunn. 1992. Fatal attraction to cyanobacteria? Nature 359: 110-111.

Colt, J. and G. Tchobanoglous. 1976. Evaiuation of the short-term toxicity of nitrogenous compounds to channel catfish, *Ictalurus punctatus*. Aquacult. 8: 209-224.

Comly, H.H. 1945. Cyanosis in infants caused by nitrates in well water. J. Amer. Med. Assoc.129: 112-116.

Cook, W.O., V.R. Beasley, R.A. Lovell, A.M. Dahlem and S.B. Hooser. 1989. Consistent inhibition of peripheral cholinesterases by neurotoxins from the freshwater cyanobacterium *Anabaena flos-aquae*: Studies of duck, swine, mice and a steer. Environ. Toxicol. Chem. 8: 915-922.

Cooke, S.E. and E.E. Prepas. 1998. Stream phosphorus and nitrogen export from agricultural and forested watersheds on the Boreal Plain. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55: 2292-2299.

Coon, R.A., R.A. Jones, L.J. Jenkins and J. Siegil. 1970. Animal inhalation studies on ammonia, ethylene glycol, formaldehyde, dimethylamine, and ethanol. Toxicol. Appl. Pharm. 16: 646-655.

Corre, W.J. and T. Breimer. 1979. Nitrate and nitrite in vegetables. Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen, The Netherlands. 88 p.

Côté, B., W.H. Hendershot and I. O'Halloran. 1993. Response of sugar maple to seven types of fertilization in southern Quebec: growth and nutrient status. *In* Forest decline in the Atlantic and Pacific Region. *Edited by* R.F. Huettl and D. Mueller-Dombois. Springer-Verlag Berlin, p 162-174.

Côté, B. and R. Ouimet. 1996. Decline of the maple-dominated forest in southern Quebec: Impact of natural stresses and forest management. Environ. Rev. 4: 133-148.

Cowley, G.D. and D.F. Collings. 1977. Nitrate poisoning. Vet. Rec. 101: 305-306.

Cox, R.M., G. Lemieux and M. Lodin. 1996. The assessment and condition of Fundy white birches in relation to ambient exposure to acid marine fogs. Can. J. For. Res. 26: 682-688.

Craun, G.F., D.G. Greathouse and D.H. Gunderson. 1981. Methaemoglobin levels in young children consuming high nitrate well water in the United States. Inter. J. Epidemiol. 10: 309-321.

Cronan C.S. and D.F. Grigal. 1995. Use of calcium/aluminum ratios as indicators of stress in forest ecosystems. J. Environ. Qual. 24: 209-226.

Cross, S.F. 1990. Benthic impacts of salmon farming in British Columbia. Vol. 1, Summary report. Prepared by Aquametrix Ltd., Sidney, B.C. for Ministry of Environment, Lands and Parks, Province of B.C. *Cited in* DFO [Department of Fisheries and Oceans]. 1997. Report to the provincial assessment review of salmon aquaculture in British Columbia.

Crowder, A. 1991. Acidification, metals and macrophytes. Environ. Pollut. 71: 171-203.

Crowe, A., C.J. Ptacek, R. McCrea, P.A. Huddart, F.J. Longstaffe, J.P. Coakley, D.L. Thompson, T. Mayer and S.G. Shikaze. 1998. An overview of Environment Canada's groundwater research and monitoring activities at Point Pelee National Park, Ontario. *In* Proceedings of the Parks Research Forum of Ontario, 2nd Annual General Meeting, February 5-6, 1998, Peterborough, ON. p. 225-238.

Culp, J.M., H.R. Hamilton, A.J. Sosiak and R.W. Davies. 1992. Longitudinal zonation of the biota and water quality of the Bow River system in Alberta, Canada. *In* Water Quality in North American River Systems. *Edited by* C.D. Becker and D.A. Neitzel. Battelle Press, Ohio, U.S.A. 304 p.

D'Arcy, P. and R. Carignan. 1997. Influence of catchment topography on water chemistry in southeastern Quebec Shield lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 2215-2227.

Dederen, L.H.T. 1992. Marine eutrophication in Europe: Similarities and regional differences in appearance. Sci. Tot. Environ. 6 (Suppl.): 663-672.

Delisle, F., S. Gariépy et Y. Bédard. 1998. Bassin versant de la rivière Yamaska : l'activité agricole et ses effets sur la qualité de l'eau. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec et Saint-Laurent Vision 2000. 124 p.

Desjardins, R.L. and J.C. Keng. 1999. Nitrous oxide emissions from agricultural sources in Canada. *In* Proceedings of the International Workshop on Reducing Nitrous Oxide Emissions from Agroecosystems, Banff, AB, March 3-5, 1999. *Edited by* R.L. Desjardins, J.C. Keng and K. Haugen-Kozyra. Agriculture and Agri-Food Canada, Research Branch; Alberta Agricuture Food and Rural Development, Conservation and Development Branch.

DFO/DEMR/DOE Science Advisory Committee on Halifax Harbour Sewage Disposal. 1989. Halifax Harbour marine environmental quality. *In* Investigations of Marine Environmental Quality in Halifax Harbour. *Edited by* H.B. Nicholls. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 1693. v. + 83 p.

Dillenberg, H.O. and M.K. Dehnel. 1960. Toxic water-bloom in Saskatchewan, 1959. Can. Med. Ass. J. 83: 1151-1154.

Dillon, P.J. and F.H. Rigler. 1974. The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. Limnol. Oceanogr. 19: 767-773.

Dillon, P.J. and F.H. Rigler . 1975. A simple method for predicting the capacity of a lake for development based on lake trophic status. J. Fish. Res. Bd. Can. 32: 1519-1531.

Dillon, P.J., L.A. Molot and W.A. Scheider. 1991. Phosphorus and nitrogen export from forested stream catchments in central Ontario. J. Environ. Qual. 20: 857-864.

Dillon, P.J., K.H. Nicholls, W.A. Scheider, N.D. Yan and D.S. Jeffries. 1986. Lakeshore Capacity Study. Trophic status. Ontario Ministry of Municipal Affairs, Queen's Printer for Ontario.

Dixit, A.S., R.I. Hall, P.R. Leavitt, R. Quinlan and J.P. Smol. 2000. Effects of sequential depositional basins on lake response to urban and agricultural pollution: A palaeoecological analysis of the Qu'Appelle Valley, Saskatchewan, Canada. Freshwat. Biol. 43: 319-338.

Dixon, R.W.J. 1994. Stormwater Quality and Loading to the Glenmore Reservoir. The City of Calgary, Engineering and Environmental Services Department.

DND [Department of National Defence, Transport Canada, Environment Canada]. 1998. An evaluation and interpretation of stormwater quality data from federal facilities. Ottawa, ON. 50 p.

Dodd, K.T. and D.R. Gross 1980. Ammonia inhalation toxicity in cats. Arch. Environ. Hlth. 35:14-16.#4

Dodds, W.K. V.H. Smith and B. Zander. 1997. Developing nutrient targets to control benthic chlorophyll levels in streams: a case study of the Clark Fork River. Water. Res. 31: 1738-1750.

Dorcey, A.H.J. and J.R. Griggs. 1991. Water in sustainable development: Exploring our common future in the Fraser River Basin. Vol. II. Westwater Research Centre. Vancouver, BC, Canada.

Dorcey, A.H.J., T.G. Northcote and D.V. Ward. 1978. Are the Fraser marshes essential to salmon? Westwater Lectures, University of British Columbia, No. 1. July 1978. 29 p.

Druckrey, H., D. Steinhoff, H. Beuthner,. H. Schneider and P. Klärner. 1963. Screening of nitrite for chronic toxicity in rates. Arzneimittel-Forsch. 13: 320-323.

Duarte, C.M. 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. Ophelia 41: 87-112.

Duarte, C.M. and D.E. Canfield Jr. 1990. Macrophyte standing crop and primary productivity in some Florida spring-runs. Water Resour. Bull. 26: 927-934.

Duchesne, L.C. 1994. Ecological impact of fire protection. *In* Foam Applications for Wildland and Urban Fire Management. *Edited by* National Wildfire Coordinating Group and Canadian Committee on Forest Fire Management. International wildland fire foam symposium and workshop, Thunder Bay, ON. May 3-7, 1994. 15 p.

Dueck, T.A. and J. Elderson. 1992. Influences of NH_3 and SO_2 on the growth and competitive ability of *Arnica montana* L. and *Viola canina* L. New Phytol. 122: 507-514.

Dueck, T.A., F.G. Dorel, R. Ter Horst and L.J.M. Van der Eerden. 1990. Effects of ammonia, ammonium, sulphate, and sulphur dioxide on the frost sensitivity of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). Water Air Soil Pollut. 54: 35-49.

ECAEDA [Entente Canada-Alberta pour un environnement durable en agriculture]. 1998. Agricultural impacts on water quality in Alberta; An initial assessment. Lethbridge, AB.

Ecobichon, D.J., R. Hicks, M.C. Allen and R. Albert. 1996. Ground water contamination in rural New Brunswick. *In* Agriculture and Groundwater Quality Workshop. Agricultural Advisory Committee on the Environment, April 1996, Grand Falls, NB, 90 p.

Edmonson, W.T. 1969. Eutrophication in North America. *In* Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives. *Edited by* National Academy of Science Washington, D.C. p. 124-149.

Ehrenfeld, J.G. 1983. The effects of changes in land-use on swamps of the New Jersey Pines Barrens. Biol. Conser. 25: 353-375.

Ehrlich, P.R. and A. Ehrlich. 1981. Extinction: The causes and consequences of the disappearance of species. Random House Publishing, N.Y. 305 p.

Einen, O., I. Holmefjord, T. Asgard and C. Talbot. 1995. Auditing nutrient discharges from fish farms: Theoretical and practical consideration. Aqua. Res. 26: 701-713.

El-Bahri, L., J. Belguith and A. Blouin. 1997. Toxicology of nitrates and nitrites in livestock. Comp. Con. Ed. Prac. Vet. 19: 643-649.

Eloff, J.N. and A.J. Van Der Westhuizen. 1981. Toxicology studies on *Microcystis*. *In* The Water Environment: Algal Toxins and Health. *Edited by* W.W. Carmichael. Plenum Press. N.Y. p. 343-364.

Elwood, J.W., J.D. Newbold, A.F. Trimble and R.W. Stork. 1981. The limiting role of phosphorous in a woodland stream ecosystem: effects of P enrichment on leaf decomposition and primary producers. Ecology 62: 146-158.

Emerick, R.J. 1974. Consequence of high nitrate levels in feed and water supply. Fed. Proc. 33: 11-83.

ENB [Environnement Nouveau-Brunswick]. 1996. Guidelines for issuing certificates of approval for the utilization of wastes as soil additives. 14 p.

Environnement Canada. 1983. Inventaire national des sources et des émissions de phosphore (1978). Catalogue No. SPE 3-EP-83-7, Ottawa, Ont.

Environnement Canada. 1984. L'ammoniac. Service de la protection de l'environnement. Ottawa, Ont. 158 p.

Environnement Canada. 1993a. Programme choix environnemantal – Détergents à lessive. Ottawa. Ont.

Environnement Canada. 1993b. Programme choix environnemantal – Feuillet d'information – Détergents pour lave-vaisselle. Ottawa. ON.

Environnement Canada. 1993c. Programme choix environmental – Choix environnemental - Directives finales PCE-33-91 Nettoyants tout usage. Ottawa. ON.

Environnement Canada. 1995. Guidelines for algae and aquatic vascular plant biomass in Canadian streams. Draft. January 1995. 26 p.

Environnement Canada. 1996a. Base de données sur l'utilisation de l'eau par les municipalités. Ottawa, Ont.

Environnement Canada. 1996b. Inventaire national des rejets de polluants. Rapport sommaire 1996. Catalogue # En40-495/1-1996F, Ottawa, Ont.

Environnement Canada. 1996c. Perspectives sur la gestion des déchets solides au Canada. Evaluation des aspects physiques, économiques et énergétiques de la gestion des déchets solides au Canada. Direction des déchets dangereux. Mars 1996, SPE 2/UP/2.

Environnement Canada. 1997a. Deuxième rapport national du Canada sur les changements climatiques. Catalogue n° En21-125/1997F, Ottawa, Ont.

Environnement Canada. 1997b. Problem formulation for ammonia in the aquatic environment. Canadian Environmental Protection Act. Priority substances list 2. Version 5.0. Edmonton, AB. 50 p.

Environnement Canada. 1998a. Recherche aquatique: Plan d'action du Fraser : rapport final. Vancouver, C.-B., Canada.

Environnement Canada. 1998b. Disrupteurs endocriniens et lisier de porcs. Bulletin Science et Environnement. Nov./Déc. p. 4.

Environnement Canada. 1998c. La qualité de l'eau dans l'écozone des Prairies - Sommaire. <www.mb.ec.gc.ca/water/wqprairie/fi00s00.fr.html> (Décembre 1998).

Environnement Canada. 1999a. Sommaire des émissions des oxydes d'azote (Nox) par province (1995) en tonnes métriques. <www.ec.gc.ca/pdb/ape/ape_tables/nox95_f.cfm> (Février 1999).

Environnement Canada. 1999b. Canadian Environmental Protection Act Priority Substances List II: Supporting Do for ammonia in the aquatic environment. Draft.

Environnement Canada. 1999c. Mise à jour des Plans d'assainissement canadiens dans les Grands Lacs. <www.on.ec.gc.ca/glimr/raps/cdn-intro-f.html> (15 Mars 1999).

Environnement Canada. 1999d. Brume blanchâtre au-dessus de la région du sud de la vallée inférieure du Fraser. Bulletin Science et Environnement. No. 12, mai/juin 1999.

Environnement Canada. 2000a. Les sols agricoles écologiquement durables au Canada. Série nationale d'indicateurs environnementaux, Bulletin EDE no. 2000-1 Ottawa, ON: Environnement Canada, Bureau des indicateurs et de l'évaluation, Programme du rapport sur l'état de l'environnement.

Environnement Canada. 2000b. Les sols agricoles écologiquement durables au Canada. Série nationale d'indicateurs environnementaux, Supplément technique, Bulletin EDE no. 2000-1 Ottawa, ON: Environnement Canada, Bureau des indicateurs et de l'évaluation, Programme du rapport sur l'état de l'environnement.

Environnement Canada et CBETP [Ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique]. 1992. L' état de l'environnement dans le bassin inférieur du fleuve Fraser, Canada. Victoria, C.-B. 88 p.

Environnement Canada et CBETP [Ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique]. 1993. Rapport sur l' état de l'environnement de la Colombie-Britannique. Victoria, C.-B. et Ottawa, Ont.

Environnement Canada et ministère de l'Environnement de l'Î.P.-É. 1990. Brudenell-Cardigan Rivers Complex: Watershed Activities. Environment Canada Inland Waters Directorate. Atlantic Region. Dartmouth N.S., Canada. 27 p.

Epifanio, L.E. and R.F. Srna. 1975. Toxicity of ammonia, nitrate ion, and orthophosphate to *Mercenario mercenario* and *Crassostrea virgincia*. Mar. Biol. 33: 241-246.

Epp, P.F. 1984. British Columbia Ministry of Environment manual 5, soil constraints for septic tank effluent absorption. Kelowna, BC.

Evans, T. 1998. Assessing the risks of recycling to land. Water Clean Environ. Sept. 98 7:27-30.

EVS Consultants. 1992. Sediment and Related Investigations off the Macaulay and Clover Point Sewage Outfalls. EVS Consultants, Vancouver, BC.

Falconer, I.R. 1991. Tumour promotion and liver injury caused by oral consumption of cyanobacteria. Environ. Toxic. Water Qual. Inter. J. 6: 177-184.

Falconer, I.R. and T.H. Buckley. 1989. Tumour promotion by *Microcystis* sp. a blue green algae occurring in water supplies. Med. J. Austr. 1: 351-372.

Falconer, I.R., A.M. Beresford and M.T.C. Runner. 1983. Evidence of liver damage by toxin from a bloom of blue-green alga, *Microcystis aeruginosa*. Med. J. Austr. 1: 511-514.

Falconer, I.R., J.V. Smith, A.R.B. Jackson, A. Jones and M.T.C. Runner. 1988. Oral toxicity of a bloom of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* administered to mice over periods up to one year. J. Toxicol. Environ. Hlth. 24: 291-305.

Falconer, I.R., M.D. Burch, D.A. Steffensen, M. Choice and O.R. Coverdale. 1994. Toxicity of the blue-green alga (Cyanobacterium) *Microcystis aeruginosa* in drinking water to growing pigs, as an animal model for human injury and risk assessment. Environ. Toxicol. Water Qual. Intern. J. 9: 131-139.

FAO [Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture]. 1999. La base de données agricoles FAOSTAT. < http://apps.fao.org/page/collections?subset=agriculture&language=FR > (28 janv. 1999).

Fangmeijer, A.A., L. Hadwiger-Fangmeijer, L.J. Van der Eerden and H.J. Jäger. 1994. Effect of atmospheric ammonia on vegetation: A review. Environ. Pollut. 86: 43-82.

Fawell, J.F., C.P. James and H.A. James. 1994. Toxins from blue-green algae toxicological assessment of microcystin-LR and a method for its determination in water. Report No. FR 0359/2/DOE.335812, Water Research Centre. Medmenham, UK. 46 p.

Feller M.C. and J.P. Kimmins 1984. Effects of clearcutting and slash burning on streamwater chemistry and watershed nutrient budgets in southwestern British Columbia. Water Resour. Res. 20: 29-40.

Fernald. M.L. 1942. Misinterpretations of Atlantic coastal plain species. Rhodora 44: 238-246.

Fitzgerald, D.A., D.A. Kiely, R.D. Neilson, S. Shaw, R.J. Audette, M. Prior, E. Ashton and E. Allison. 1997. Alberta farmstead water quality survey. Canada-Alberta Environmentally Sustainable Agriculture Agreement, Lethbridge, AB.

Flaten, D.N. and R.A. Hedlin. 1988. Impact of technology on crop productivity in Western Canada. *In* Proceedings of the 34th Annual Meeting of the Canadian Soil Science Society, Calgary, AB.

Fontenot, Q.C., J.J. Isely and J.R Tomasso. 1998. Acute toxicity of ammonia and nitrite to shortnose sturgeon fingerlings. Prog. Fish. Cult. 60: 315-318.

Fraser, A.S. 1987. Tributary and point source total phosphorus loading to Lake Erie. J. Great Lakes Res. 13: 659-666.

Fraser, P. 1985. Nitrates: epidemiological evidence. IARC Sci. Publ. 65: 183-202.

Fraser, P. and C. Chilvers. 1981. Health aspects of nitrate in drinking water. Sci. Total Environ. 18: 103-116.

Freedman, B., V. Zelazny, D. Beaudette, T. Fleming, S. Flemming, G. Forbes, J.S. Gerrow, G. Johnson and S. Woodley. 1996. Biodiversity implications of changes in the quantity of dead organic matter in managed forest. Environ. Res. 4(3): 238-265.

French, T.D. and P.A. Chambers. 1995. Nitrogen and phosphorus in the Upper Fraser River in relation to point and diffuse source loadings. DOE FRAP 1995-09.

Friedland, A.J., R.A. Gregory, L. Kärenlampi and A.J. Johnson. 1984. Winter damage to foliage as a factor in red spruce decline. Can. J. For. Res. 14: 963-965.

Fulrani, A.M.C., R.B. Clark, C.Y. Sullivan and J.W. Maranville. 1986a. Induction of leaf red-speckling by phosphorus on sorghum cultivars grown under controlled conditions. Crop Sci. 26: 551-557.

Fulrani, A.M.C., R.B. Clark, C.Y. Sullivan and J.W. Maranville. 1986b. Sorghum genotype differences to leaf "red-speckling" induced by phosphorus. J. Plant Nutr. 9: 1435-1451.

Gabor, T.S., H.R. Murkin, M.P. Stainton, J.A. Boughen and R.D. Titman. 1994. Nutrient additions to wetlands in the Interlake region of Manitoba, Canada: effects of a single pulse addition in spring. Hydrobiol. 279/280: 497-510.

Gagné F., J. Ridal, C. Blaise and B. Brownlee 1999. Toxicological effects of geosmin and 2-methylisoborneol on rainbow trout hepatocytes. Bull. Environl Contam Toxicol. 63: 174-180.

Gagnon, B., R. Robitaille and R.R. Simard. 1999. Characterization of several on-farm and industrial composted materials. Can. J. Soil Sci. 79: 201-210.

Galloway, J.N., W.H. Schlesinger, H. Levy II, A. Michaels and J.L. Schnoor. 1995. Nitrogen fixation: anthropogenic enhancement - environmental response. Global Biogeochem. Cycles. 9: 235-252.

Garbuz, A.M. 1971. Changes in the body's functional conditions in symptomless methaemoglobinaemia. *In* Methaemoglobineamia caused by various factors and methods of preventing it. Summaries of papers read at the First Scientific Conference on Methaemoglobinaemia. Leningrad, Russia. p. 18-21.

Gartner Lee Ltd. 1997. Fraser Basin Landfill Inventory. Prepared for the Fraser River Action Plan, Environment Canada. DOE FRAP Report No. 1997-19.

Gaudreau, D. et M. Mercier. 1997. La contamination de l'eau des puits privés par les nitrates en milieu rural. Direction de la santé publique de la Montérégie. 75 p.

George, C. 1995. Status: International wildland fire foam specification and NFPA 298- foam chemicals for fire control. National Wildlife Suppression Technology Program, Washington D.C. 26 p.

GESAMP – OMI/FAO.UNESCO/OMM/AEA/ONU/PNUE. Groupe d'experts chargé d'étudier les aspects scientifiques de la pollution des mers. 1990. Review of potentially harmful substances. Nutrients. Rep. Stud. GESAMP. No. 34. Paris, France. 40 p.

Giddings, Michèle, Abdel-ilah Sadiki, Joanne Sketchell and Tim Macaulay. 2000. Cyanobacterial toxins: The development and evaluation of methods to determine microcystin levels in Canadian water supplies. *In* CWWA 9th National Drinking Water Conference, May 16-18, 2000, Regina, SK.

Gilli, G., G. Corrao and S. Favilli. 1984. Concentrations of nitrates in drinking water and incidence of gastric carcinomas: First descriptive study of the Piermonte Region, Italy. Sci. Total Environ. 34: 35-51.

Gilliam, F.S., M.B. Adams and B.M Yurish. 1996. Ecosystem nutrient responses to chronic nitorgen inputs at Fernow Experiment Forest, West Virginia. Can. J. For. Res. 26: 196-205.

Giroux, I. 1995. Contamination de l'eau souterraine par les pesticides et les nitrates dans les régions de culture de pommes de terre, campagnes d'échantillonnage 1991-1992-1993. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec (Qc). 61 p.

Gleig, D.B. and K.B. MacDonald. 1998. Nitrogen use efficiency in Canadian agriculture: a literature review. Final Draft. Written for the Canadian Fertilizer Institute, Ottawa, ON.

Glooschenko, W.A. 1979. Coastal salt marshes in Canada. *In* Compte-rendu d'un atelier sur les terres humides du Canada. Compilé et édité par C.D.A. Rubec et F.C. Pollett. Direction générale des terres, Environnement Canada, Série de la classification écologique du territoire, no. 12. Ottawa, Ont. p. 39-47.

Glowka, L., F. Burhenne-Guilmin and H. Synge, in collaboration with J.A. McNeely and L Gündling. 1994. A guide to the convention on biological diversity. A contribution to the global biodiversity strategy. Environmental Policy and Law Paper No. 30. IUCN Environmental Law Centre and IUCN Biodiversity Programme. Gland, Switzerland, and Cambridge, U.K: IUCN (the World Conservation Union).

Goluboff, N. 1948. Case reports: Methaemoglobinaemia in an infant. J. Can. Med. Assoc. 58: 601-603.

Gomolka, R.E. 1975. An investigation of atmospheric phosphorus as a source of a lake nutrient. M. Sc. Thesis. University of Toronto, Toronto, ON. 167 p.

Goolsby, D.A., R.H. Coupe, D.J. Markovchick. 1991. Distribution of selected herbicides and nitrate in the Mississippi River and its major tributaries: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigatio . Rpt. No. 91-4163.

Gorham, E., S.E. Bayley and D.W. Schindler. 1984. Ecological effects of acid deposition upon peatlands: A neglected field in acid rain research. Can. J. Fish. Aquat. Sci 41: 1256-1268.

Gorham., P.R. 1964. Toxic algae. *In* Algae and Man. *Edited by* D. F. Jackson.Plenum Press. N.Y. p. 307-336.

Gorham, P.R. and W.W. Carmichael. 1980. Toxic substances from freshwater algae. Prog. Water Tech. 12: 189-198.

Goss, M.J., D.A.J. Barry and D.L. Rudolph. 1998. Contamination in Ontario farmstead domestic wells and its association with agriculture: 1. Results from drinking water wells. J. Contam. Hydrol. 32: 267-293.

Gouvernement du Canada. 1991. L'état de l'environnement au Canada. Ottawa: Environnement Canada, Rapport sur l'état de l'environnement, Ottawa, Ont.

Gouvernement du Canada. 1995. L'examen de la LCPE : réponse du gouvernement. Mesures législatives sur la protection de l'environnement conçues pour l'avenir- Une LCPE renouvelée. Réponse aux recommandations du Comité permanent de l'environnement et du développement durable formulée dans son cinquième rapport : Notre santé en dépend! Vers la prévention de la pollution. Ministère des Approvisionnements et Services Canada. Ottawa, Ont. p. 82.

Gouvernement du Canada. 1996. L'état de l'environnement au Canada 1996. Environnement Canada, Rapport sur l'état de l'environnement. Ottawa, Ont.

Graham, D.M., J.A. Dahl, E.S. Millard, O.E. Johannsson and L.L. White. 1996. Assessment of the abundance, biomass and production of the lower trophic levels in the eastern basin of Lake Erie, 1994. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 2110. 104 p.

Graham, M.D. 1997. Omnivory and selective feeding by zooplankton along a lake production gradient: Complementary 15N isotope and gut pigment analyses. M. Sc. Thesis, Biology Department, University of Regina, Regina, SK.

Granéli, E., K. Wallström, U. Larsson, W. Granéli and R. Elmgren. 1990. Nutrient limitation of primary productivity in the Baltic Seas area. Ambio 19: 142-151.

Grant, G.A. and E.O. Hughes. 1953. Development of toxicity in blue-green algae. Can. J. Pub. Hlth. 44: 334-339.

Grennfelt, P. and H. Hultberg. 1986. Effects of nitrogen deposition on the acidification of terrestrial and aquatic ecosystems. Water Air Soil Pollut. 30: 945-963.

Grenon, S. 1994. The Impact of phosphates released from automatic dishwashing detergents. Environment Canada, Toxic Substances and Air Pollution Control, Québec Region, Montreal, QC.

Greven, H.C. 1992. Changes in the moss flora of the Netherlands. Biol. Conser. 59: 133-137.

Griffiths, D.E. and G.H. Townsend. 1987. Northern deltas- oases for wildlife. *In* Proceedings from the 1987 Symposium on Wetlands/Peatlands. *Edited by* C.D.A. Rubec and R.P. Overend. Edmonton. AB. Aug. 23-27. p. 551-557.

Grime, J.P. 1973. Control of species density in herbaceous vegetation. J. Environ. Mgmt. 1: 151-167.

Grime, J.P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecology and evolutionary theory. Amer. Nat. 3: 1169-1194.

Grout, J.A., C.D. Levings and J.S. Richardson. 1997. Decomposition rates of purple loosestrife (*Lythrum salicaria*) and Lyngbyei's sedge (*Carex lyngbyei*) in the Fraser River Estuary. Estuaries 20: 96-102.

Grundon, N.J., D.J. Edwards, P.N. Takkar, C.J. Asher and R.B. Clark. 1987. Nutritional disorder of grain sorghum. Australian Centre of International Agricultural Research (ACIAR), Indian Council of Agricultural Research and University of Queensland. ACIAR monograph No. 2. 99 p.Halifax Regional Municipality. 1998. Halifax Regional Municipality Home Page. <www.region.halifax.ns.ca> (10 Dec. 1998).

GTNTH [Groupe de travail national sur les terres humides]. 1988. Terres humides du Canada. Série de la classification écologique du territoire; no. 24. Direction du développement durable. SCF. Conservation et protection. Environnement Canada. 452 p.

Hall, J.P. 1995. Forest health monitoring in Canada: How healthy is the boreal forest? Water, Air and Soil Pollut. 82: 77-85.

Hall, K.J. and I. Yesaki. 1987. Primary production, detritus flux and nutrient cycling in tidal bulrush marshes of the Fraser River estuary. *In* Proceedings from the 1987 Symposium on Wetlands/Peatlands. *Edited by* C.D.A. Rubec and R.P. Overend Edmonton. AB. Aug. 23-27. p. 573-580.

Hall, P., W. Bowers, H. Hirvonen, G. Hogan, N. Forster, I. Morrison, K. Percy, R. Cox and P. Arp. 1997. Canadian Acid Rain Assessment. Volume 4: The effects on Canada's forests. Supply and Services Canada, Ottawa, ON. 47 p.

Hall, P.O.J., O. Holby, S. Kollberg and M-O. Samuelsson. 1992. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. IV. Nitrogen. Mar. Ecol. Prog. Ser. 89: 81-91.

Hall, R.I., P.R. Leavitt, R. Quinlan, A.S. Dixit and J.P. Smol. 1999. Effects of agriculture, urbanization and climate on water quality in the northern Great Plains. Limnol. Oceanogr. 44: 739-756.

Hallegraeff, G.M. 1993. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. Phycol. 32: 79-99.

Hallegraeff, G., D. Anderson and A. Cembella (eds). 1995. Manual on Harmful Marine Algae. IOC Manual No. 33. UNESCO.

Hamilton, S.J., S.F. McDonald, M. Galkowski and K.J. Buhl. 1994. Toxicity of fire retardant chemicals to aquatic organisms. *In* Foam Applications for Wildland and Urban Fire Management. *Edited by* National Wildfire co-ordinating group and Canadian committee on forest fire management. International wildland fire foam symposium and workshop, Thunder Bay, ON. May 3-7 1994. 17 p.

Hansen, L., J. Kristiansen and J. Rasmussen. 1994. Potential toxicity of the freshwater *Chrysochromulina* species *C. parva* (Prymnesiophyceae). Hydrobiol. 287: 157-59.

Harader Jr., R.R. and G.H. Allen. 1983. Ammonia toxicity to Chinook salmon parr: Reduction in saline water. Trans. Amer. Fish. Soc. 112: 834-837.

Hargrave, B.T., D.E. Duplisea, E. Pfeiffer and D.J. Wildish. 1993. Seasonal changes in benthic fluxes of dissolved oxygen and ammonium associated with marine cultured Atlantic salmon. Mar. Ecol. Prog. Ser. 96: 249-257.

Harman, J., W.D. Robertson, J.A. Cherry and L. Zanini. 1996. Impacts on a sand aquifer from an old septic system: nitrate and phosphate. Ground Water. 34: 1105-1114.

Harrison, P.J. 1985. Monitoring nutrients and plankton in the vicinity of the Iona Island Sewage outfall. Environment Canada. EPS. Pacific Region. # 85-04 59 p.

Harrison, P.J., J.D. Fulton, F.J.R. Taylor and T.R. Parsons. 1983. Review of the biological oceanography of the Strait of Georgia: pelagic environment. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 1064-1094.

Harrison, P.J., D.L. Mackas, B.W. Frost, R.W. Macdonald and E.A. Crecelius. 1994. An assessment of nutrients, plankton and some pollutants in the water column of Juan de Fuca Strait, Strait of Georgia and Puget Sound and their transboundary transport. *In* Review of the Marine environment and biota of Strait of Georgia, Puget Sound and Juan de Fuca Strait: Proceedings of the BC/Washington Symposium on the Marine Environment, Jan. 13-14, 1994. *Edited by* R.C.H. Wilson, R.J. Beamish, F. Aitkens and J. Bell. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 1948. p. 138-174.

Hartman, P.E. 1983. Review: putative mutagens and carcinogens in foods. 1. Nitrate/nitrite ingestion and gastric cancer mortality. Environ. Mutagen. 5: 111-126.

Hatcher, A.I. and D.G. Patriquin. 1981 Salt marshes in Nova Scotia. A Status Report of the Salt Marsh Working Group. Dalhousie University, Halifax, NS. 70 p.

Hazel, C.R., W. Thomsen and S.J. Meith. 1971. Sensitivity of striped bass and stickleback to ammonia in relation to temperature and salinity. Cal. Fish Game 57: 138-153.

Hazel, R.H., C.E. Burkhead and D.G. Huggins. 1979. The development of water quality criteria for ammonia and total residual chlorine for the protection of aquatic life in two Johnson County, Kansas, streams. U.S. Department of the Interior, Office of Water Res. and Tech., Washington, D.C.

Heatherington, E. 1985. Streamflow nitrogen loss following forest fertilization in a southern Vancouver Island watershed. Can. J. For. Res. 15: 34-41.

Hecnar, S.J. 1995. Acute and chronic toxicity of ammonium nitrate fertilizer to amphibians from southern Ontario. Environ. Toxicol. Chem. 14: 2131-2137.

Hecnar, S.J. and R.T. M'Closkey. 1996. Regional dynamics and the status of amphibians. Ecology. 77 (7): 2091-2097.

Heinze, R. 1999. Toxicity of the cyanobacterial toxin microcystin-LR to rats after 28 days intake with the drinking water. Environ. Toxicol. 14: 57-60.

Hendry, M.J., R.W. Gillham and J.A. Cherry. 1983. An integrated approach to hydrogeological investigations: A case history. J. Hydrol. 63: 211-232.

Hendry, M. J., R. G. L. McCready and W. D. Gould. 1984. Distribution, source and evolution of nitrate in a glacial till of southern Alberta, Canada. J. Hydrol. 70: 177-198.

Henry, J. L. and W. A. Meneley. 1993. Fertilizers and Groundwater Nitrate. Western Canada Fertilizer Association, Surrey, BC.

Hess, P.J. 1986. Utilisation des eaux souterraines au Canada, 1981. Rapport de l'INRH, no. 28, DGEI, Rapport technique; étude no. 140, Environnement Canada, Ottawa, Ont.

Hibbs, C.M., E.L. Stencel and R.M. Hill. 1978. Nitrate toxicosis in cattle. Vet. Hum. Toxicol. 20: 1-2.

Hickey, C.W. and M.L. Vickers. 1993. Toxicity of ammonia to nine native New Zealand freshwater invertebrate species. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 26: 292-298.

Hill, A.C. and J.H. Bennet. 1970. Inhibition of apparent photosynthesis by nitrogen oxides. Atmos. Environ. 4: 341-348.

Hill, M.J., G.M. Hawksworth and G. Tattersall. 1973. Bacteria, nitrosamines and cancer of the stomach. Br. J. Cancer. 28: 562-574.

Hodson, P.V., U. Borgmann and H. Shear. 1979. Toxicity of copper to aquatic biota. *In* Copper in the Environment. *Edited by* J.O. Nriagu. John Wiley and Sons. New York. p. 307-372.

Holby, O. and P.O.J. Hall. 1991. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. II. Phosphorus. Mar. Ecol. Prog. Ser. 70: 263-272.

Holt, G.J. and C.R. Arnold 1983. Effects of ammonia and nitrite on growth and survival of red drum eggs and larvae. Trans. Amer. Fish. Soc. 112: 314-318.

Holtan, H., L. Kamp-Nielsen and A.L. Stuanes. 1988. Phosphorus in soil, water and sediment: an overview. Hydrobiol. 170: 19-34.

Hook, D. 1993. Wetlands: History, current status, and future trends. Environ. Toxicol. Chem. 12: 2157-2166.

Hornbeck, J., C.W. Martin, R. S. Pierce, F.H. Bormann, G.E. Likens and J.S. Eaton. 1987. The northern hardwood forest ecosystem: Ten years of recovery from clearcutting. USDA For. Serv. Res. Paper. NE-RP-596, Northeastern Forest Experiment Station, Bloomall, Pennsylvania.

Houle D., R. Paquin, C. Camire, R. Ouimet and I. Duchesne. 1997. Response of the Lake Clair Watershed (Duchesnay, Québec) to changes in precipitation chemistry (1988-1994). Can. J. For. Res. 27: 1813-1821.

Howarth, R.W. 1988. Nutrient limitation of net primary production in marine ecosystems. Ann. Rev. Ecol. 19: 89-110.

Howarth, RW. 1993. The role of nutrients in coastal waters (Appendix A). *In* Managing Wastewater in Coastal Urban Areas. *Edited by* J.J. Boland, B.P. Anderson, N.H. Brooks, W.M. Eichbaum, L.R. Goldman, D.R.G. Harleman, R.W. Howarth, R.J. Hugget, T.M. Keinath, A.J. Mearns, C.R. O'Melia, L.A. Roesner, J.B. Rose and J.R. Schubel. National Academy Press, Washington, DC. p. 177-202.

Howarth, R.W., G. Billen, D. Swaney, A. Townsend, N. Jaworski, K. Lajtha, J.A. Downing, R. Elmgren, N. Caraco, T. Jordan, F. Berendse, J. Freney, V. Kudeyarov, P. Murdoch and Z. Zhao-liang. 1996. Regional nitrogen budgets and riverine inputs of N and P for the drainages to the North Atlantic Ocean: natural and human influences. Biogeochem. 35: 75-139.

Howell, E.T., Marvin, C.H., Bilyea, R.W., Kauss, P.B. and K. Sommers. 1996. Changes in environmental conditions during *Dreissena* colonization of a monitoring station in eastern Lake Erie. J. Great Lakes Res. 22(3):744-756.

Howes, B.L., J.W.H. Dacey and D.D. Goehringer. 1986. Factors controlling the growth form of *Spartina alterniflora*: Feedbacks between above ground production, sediment oxidation, nitrogen, and salinity. J. Ecol. 74: 881-898.

Hoyer, M.V. and D.E. Canfield Jr. 1991. A phosphorus-fish standing crop relationship for streams? Lake Res. Manage. 7:25-32.

Huddart, P.A., F.J. Longstaffe and A.S. Crowe. 1999. δD and $\delta\ ^{18}O$ evidence for inputs to groundwater at a wetland coastal boundary in the southern Great Lakes region of Canada. J. Hydrol. 214: 18-31

Hudon, C. et A. Sylvestre. 1998. Qualité de l'eau en aval de l'archipel de Montréal, 1994-1996. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique ST-170, 338 p.

Hudson, R.J.M., S.A. Gherini and R.A. Goldstein. 1994. Modeling the global carbon cycle: nitrogen fertilization of the terrestrial biosphere and the "missing" CO_2 sink. Glogal Geochem. Cyc. 8: 307-333.

Huey , D.W. and T.L Beitinger. 1980a. Hematological responses of larval *Rana catesbiana* to sublethal nitrite exposures. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 25:574-577.

Huey, D.W. and T.L. Beitinger. 1980b. Toxicity of nitrite to larvae of the salamander *Ambystoma texanum*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 25: 909-912.

Hutchinson, I. 1982. Vegetational-environmental relationship in a brackish marsh, Lula Island, British Columbia, Canada. Can. J. Bot. 60: 452-462.

Idler, D.R., G.L. Fletcher et R.F. Addison. 1981. Effets du phosphore blanc sur l'environnement canadien. Conseil national de recherches du Canada. Ottawa (Ont.). 112 p.

Ingram, W. and G.W. Prescott. 1954. Toxic freshwater algae. Amer. Mid. Nat. 52: 75-87.

IRC [Integrated Resource Consultants Inc.]. 1994a. Agricultural Land Use Survey in the Sumas River Watershed: Summary Report. Environment Canada. Conservation and protection. Vancouver, BC. FRAP#1994-21. 112 p.

IRC [Integrated Resource Consultants Inc.]. 1994b. Wastewater Characterization of Four Industrial Discharges in the Fraser River Basin. Volume 1. Environment Canada. Vancouver, BC. DOE FRAP 1994-09. 72 p.

Isom, B.G. 1960. Toxicity of elemental phosphorus. J. Water Pollut. Contr. Fed. 32: 1312-1316.

Jacobs, D. 1999. How farmers are killing frogs: Fertilizer runoff is flowing freely into ponds, rivers, and the water table. The Ottawa Citizen. Ottawa, ON. Tuesday March 9, 1999. p. A5.

Jacobson, J.S., T. Bethard, L.I. Heller and J.P. Lassoie. 1990. Respiration of *Picea rubens* seedlings to intermittent mist varying in acidity and in concentrations of sulphur and nitrogen containing pollutants. Physiol. Plant. 78: 595-601.

Jangaard, P.M. 1972. Effects of elemental phosphorus on marine life: Collected papers resulting from the 1969 pollution crisis, Placentia Bay, NF. 313 p.

Janus, L.L. et R.A Vollenweider. 1981. Programme coopératif de l'OCDE sur l'eutrophisation. Contribution canadienne. Rapport général. Institut national de recherches sur les eaux, Direction générale des eaux intérieures. Série scientifique, étude no. 131. Burlington, Ont. 380 p.

Janzen, H.H., R.L. Desjardins, J.M.R. Asselin et B. Grace. 1998. La santé de l'air que nous respirons. Agriculture et agroalimentaire Canada. Ottawa, Ont. 100 p.

Jefferies, R L. and N. Perkins. 1977. The effects on the vegetation of additions of inorganic nutrients on salt marsh soils at Stiffkey, Norfolk. J. Ecol. 65. 867-882.

Jeffries, D.S. 1995. A preliminary assessment of nitrogen-based fresh water acidificaton in southeastern Canada. Water Air Soil Pollut. 85: 433-438.

Jeffries, D.S., W.R. Snyder, W.A. Scheider and M. Kirby. 1978. Small-scale variations in precipitation loading near Dorset, Ontario. Water Pollut. Res. J. Can. 13: 73-81.

Jensen, J.B. 1991 Environmental regulation of fresh water fish farms in Denmark. *In* Nutritional Strategies and Aquaculture Waste. Proceedings of the First International Symposium on Nutritional Strategies in Management of Aquaculture Waste (NSMAW). *Edited by* C.B. Cowey and C.Y. Cho. University of Guelph, Guelph, ON, 1990.

Jensen, S., C. Anders, L. Goatcher, T. Perley, S. Kenefick and S. Hrudey. 1994. Actinomycetes as a factor in odour problems affecting drinking water from the North Saskatchewan River. Water Res. 28: 1393-1401.

Jewett, K., D. Daugharty, H.H. Krause and P.A. Arp. 1995. Watershed responses to clear-cutting: Effects on soil solutions and stream water discharge in central New Brunswick. Can. J. Soil Sci. 75: 475-490.

Jochimsen, E.M., W.W. Carmichael, J. An, D.M. Cardo, S.T. Cookson, C.E.M. Holmes, M.B. de C Antunes, D.A.de Melo Filho, T.M. Lyra, V.S.T. Barreto, S.M.F.O. Azevedo and W.R. Jarvis. 1998. Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. N. Engl. J. Med. 338: 873-878.

Johnsen, F. and A. Wandsvik. 1991. The impact of high energy diets on pollution control in the fish farming industry. *In* Nutritional Strategies and Aquaculture Waste. *Edited by* C.B. Cowey and C.Y. Cho. Proceedings of the First International Symposium on Nutritional Strategies in Management of Aquaculture Waste (NSMAW). University of Guelph, Guelph, ON, 1990.

Johnson, J.L., N.R. Schneider, C.L. Kelling and A.R. Koster. 1983. Nitrate exposure in prenatal beef calves. *In* Proceedings of Aver. Assn. Vet. Lab. Diag. 26th annual meeting. p. 14-32.

Johnson, W.W. and H.O. Sanders. 1977. Chemical forest fire retardants: Acute toxicity to five freshwater fishes and a scud. Technical papers of the U.S. Fish and Wildlife Service. No. 19. U.S. Department of the Interior, Washington, DC.

Johnston, C.T., P.G. Cook, S.K. Frape, L.N. Plummer, E. Busenberg and R.J. Blackport. 1998. Ground water age and nitrate distribution within a glacial aquifer beneath a thick unsaturated zone. Ground Water. 36: 171-180.

Johnston, N.T., C.J. Perrin, P.A. Slaney and B.R. Ward. 1990. Increased juvenile salmonid growth by whole-river fertilization. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47: 862-872.

Jones, G., S. Gurney and D. Rocan. 1998. Blue-green algae and microcystin-LR in surface water supplies of southwestern Manitoba. Manitoba Environment. Winnipeg, MB. Report No. 98-06. 82 p.

Jones, G.J. and P.T. Orr. 1994. Release and degradation of microcystin following algaecide treatment of a *Microcystis aeruginosa* bloom in a recreational lake, as determined by HPLC and protein phosphatase inhibition assay. Water Res. 28: 871-876.

Jones, J.B. 1988. Phosphorus toxicity in tomato plants: When and how does it occur?Commun. Soil Sci. Plant Anal. 29 (11-14): 1779-1784

Jüttner, F. 1995. Physiology and biochemistry of odorous compounds from freshwater cyanobacteria and algae. Wat. Sci. Technol. 31:69-78

Jüttner, F. 1999. Allelochemical control of natural photoautotrophic biofilms. Royal Soc. of Chemistry, special publications 242: 43-50.

Kadlec, R.H. and R.L. Knight. 1996. Treatment Wetlands. Lewis Publishers. Boca Raton, FL, U.S.A. 894 p.

Kahl, J.S., S.A. Norton, I.J. Fernandez, K.J. Nadelhoffer, C.T. Driscoll and J.D. Aber. 1993. Experimental inducement of nitrogen saturation at the watershed scale. Environ. Sci. Tech. 27: 565-568.

Kaiser, J. 1999. A trematode parasite causes some frog deformities. Science. 284: 731-732.

Kamiya, H., Naka, K., and Hashimoto, K. 1979. Ichthyotoxicity of a flagellate *Uroglena volvox*. Bull. Jap.Soc. Sci. Fish. 45:129.

Kamstra, A., J.A. Span and J.H. vanWeerd. 1996. The acute toxicity of sublethal effects of nitrite on growth and feed utilization of European eel, *Anguilla anguilla (L.)*. Aqua. Res. 27: 903-911.

Kay, R.M. 1949. Limnological studies of the Dundas Marsh Region. MA. Thesis. McMaster University, Hamilton, ON.

Keddy, C. 1988. A review of *Lythrum salicaria* (purple loosestrife) ecology and management: the urgency for management in Ontario (Toronto: Natural Heritage League).

Keeney, D.R. 1987. Sources of nitrate to groundwater. CRC Crit. Rev. Environ. Contam. 10: 257-304.

Keeney, D.R. and T.H. Deluca. 1993. Des Moines River nitrate in relation to watershed agricultural practices: 1945 versus 1980s. J. Environ. Qual. 22: 267-272.

Keizer, P.D. and D.C. Gordon Jr. 1985. Nutrient dynamics in Cumberland Basin-Chignecto Bay, a turbid macrotidal estuary in the Bay of Fundy, Canada. Neth. J. Sea Res. 19 (3/4): 193-205.

Kenefick, S., S. Hrudley, E. Prepas, N. Motkosky and H. Peterson. 1992. Odorous substances and cyanobacterial toxins in prairie drinking water sources. Wat. Sci. Technol. 25: 147-154.

Kenney, B.C. 1990. Dynamics of phosphorus in a chain of lakes: The Fishing Lakes. N.H.R.I. Paper No. 44. I.W.D. Scientific Series No. 176.

Kern-Hansen, U. and F.H. Dawson. 1978. The standing crop of aquatic plants of lowland streams in Denmark and the inter-relationships of nutrients in plant, sediment and water. Proceedings of the European Weed Research Society 5th Symposium on Aquatic Weeds. p. 143-150.

Kerr, M.A. 1987. Land use pressures on British Columbia's coastal wetlands. *In* Proceedings from the 1987 Symposium on Wetlands/Peatlands. *Edited by* C.D.A. Rubec and R.P. Overend. Edmonton. Alberta. Aug. 23-27. p. 349-354.

Kerr, S.R. and R.A. Ryder. 1992. Effects of cultural eutrophication on coastal marine fisheries: a comparative approach. Sci. Total Environ. (Suppl.): 599-614.

Kettrup, A. and U. Hüppe. 1988. Phosphorus. *In* Handbook on Toxicity of Inorganic Compounds. *Edited by* H.G. Seiler and H. Sigel. Marcel Dekker, Inc., New York. p. 521-532.

Kim Y, Y. Lee, C. Gee and E. Choi. 1997. Treatment of taste and odor causing substances in drinking water. Wat. Sci. Technol. 35:29-36

Kincheloe, J.W., G.A. Wederneyer and D.L. Koch. 1979. Tolerance of developing salmonid eggs and fry to nitrate exposure. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 23: 574-578.

Kleijn, D. and M. Verbeek. 2000. Factors affecting the species composition of arable field boundary vegetation. J. Appl. Ecol. 34: 256-266.

Kleinjans, J.C.S., H.J. Albering, A. Marx, J.M.S. van Maanen, B. van Agen, F. ten Hoor, G.M.H. Swaen and P.L.J.M. Mertens. 1991. Nitrate contamination of drinking water: evaluation of genotoxic risk in human populations. Environ. Hlth. Perspect. 94: 189-200.

Koerselman, W. and J.T.A. Verhoeven. 1992. Nutrient dynamics in mires of various trophic status: nutrient inputs and outputs and the internal nutrient cycle. *In* Fens and Bogs in The Netherlands: Vegetation, History, Nutrient Dynamics and Conservation. *Edited by* J.T.A. Verheoven. Kluwer Publishing. Dordrecht, The Netherlands. p. 397-432.

Korom, S. F. 1992. Natural denitrification in the saturated zone: A review. Water Resour. Res. 28: 1657-1668.

Kotak, B.G., S.L. Kenefick, D.L. Fritz, C.G. Rousseaux, E.E. Prepas and S.E. Hrudey. 1993a. Occurrence and toxicological evaluation of cyanobacterial toxins in Alberta Lakes and farm dugouts. Water Res. 27: 495-506.

Kotak, B.G., S.E. Hrudey, S. Kenefick and E.E. Prepas. 1993b. Toxicity of cyanobacterial blooms in Alberta Lakes. *In* Proceedings of the Nineteenth Annual Aquatic Toxicity Workshop. *Edited by* E.G. Baddaloo, S. Ranamoorthy and J.W. Moore. Can. J. Fish. Aquat. Sci. Tech. Rep. No. 1942. p. 172-179.

Kotak, B., R. Zurawell, E. Prepas and C. Holmes. 1994. Microcystin-LR concentration in aquatic food web compartments from lakes of varying trophic status. Can. J. Fish. Aquat. Sci 53: 1974-1985.

Kotak, B.G., A.K-Y. Lam, E.E. Prepas, S.L. Kenefick and S.E. Hrudey. 1995. Variability of the hepatotoxin microcystin-LR in hypereutrophic drinking water lakes. J. Phycol. 31: 248-263.

Krause, H.H. 1982. Nitrate formation and movement before and after clear-cutting of a monitored watershed in central New Brunswick. Can. J. For. Res. 12: 922-930.

Kvasnicka, B. and L J. Krysl. 1996. Nitrate poisoning. *In* Nitrate poisoning in livestock. Cattle producer's library CL 620. University of Nevada. Las Vegas, NV. <www.forages.css.orst.edu/Topics/Pastures/Species/Grasses/Animal_issues/Nitrate.html>.

Laak, R. 1974. Relative pollution strengths of undiluted waste materials discharged in households and the dilution waters used for each. *In* Manual of Grey Water Treatment Practice. *Edited by* J. H. T. Winneberger. Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI, p. 68-78.

Labat-Anderson Inc. 1996. Chemicals used in wildland fire suppression: A risk assessment. Arlington, VA. 139 p. + annexes.

Lambert, T.W., C.F.B. Holmes and S.E. Hrudey. 1994. Microcystin class of toxins: health effects and safety of drinking water supplies. Environ. Rev. 2: 167-186.

Landau, M. 1992. Introduction to aquaculture. John Wiley and Sons, Inc., New York. 440 p.

Lange, C.L. and S.A. Wittmeyer. 1997. The contribution of zebra mussel (*Dreissena spp.*) feces and pseudofeces production to taste and odor episodes in the Niagara River and Lake Erie. *In* Zebra Mussels and Aquatic Nuisance Species. *Edited by* F.M D'Itri. Ann Arbor Press, Chelsea, MI. p. 225-243.

Larney, F.J. 1992. Disposing of farm waste in an environmentally friendly manner – A management headache of the '90's. *In* Advances in dairy technology. Proceedings of the 1992 Western Canadian Dairy Seminar. *Edited by* J. Kennelly. Red Deer, AB March 11-13, 1992. p. 137-150.

Leach, B.A. 1982. Waterfowl on a Pacific flyway. Special Pub. No. 5, B.C. Prov. Museum, Victoria, BC. 211 p.

Lee, J.A., J.A. Badderley and S.R. Woodin. 1989. Effects of acidic deposition of semi-natural vegetation. *In* Acidification in Scotland. Edinburgh Scottish Development Department.

Leeper, D and Porter, K. 1995. Toxicity of the mixotrophic chrysophyte *Poteriochromonas malhamensis* to the cladoceran *Daphnia ambigua*. Archiv. Hydrobiol. 134: 207-22.

Leonardi, S. and W. Flückiger. 1989. Effects of cation leaching on mineral cycling and transpiration: investigation with beech seedlings, *Fagus sylvatica* L. New Phytol. 111: 173-179.

Levings, C.D. 1994. Some ecological concerns for net-pen culture of salmon on the coasts of the northeast Pacific and Atlantic Oceans, with special reference to British Columbia. J. Appl. Aqua. 4: 65-141.

Lesht, B.M. T.D. Fontaine and D.M. Dolan. 1991. Great Lakes total phosphorus model: post and regionalized sensitivity analysis. J. Great Lakes Res. 17: 3-17.

Lester, P. 1998. Nitrate poisoning. Specialist Agriculture Supply Pty. Ltd. Consultant Services, Melbourne, Australia. <cpc.netconnect.com.au/~sas/index.html>.

Liebscher, H., B. Hii and D. McNaughton 1992. Nitrates and pesticides in the Abbotsford Aquifer, southwestern British Columbia. Environment Canada, Pacific and Yukon Region, Vancouver.

Linsey, G.A., D.W. Schindler and M.P. Stainton. 1987. Atmospheric deposition of nutrients and major ions at the Experimental Lakes Area in Northwestern Ontario, 1970 to 1982.

Litav, M. and Y. Lehrer 1978. The effects of ammonium in water on *Potamageton lucens*. Aquat. Biol. 5: 127-138.

Lohman, K. J.R. Jones and B.D. Perkins. 1992. Effects of nutrient enrichment and flood frequency on periphyton biomass in Northern Ozark streams. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 1198-1205.

Lougheed, V.L. and P. Chow-Fraser. 1998. Factors that regulate the zooplankton community structure of a turbid, hypereutrophic Great Lakes wetland. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55: 150-161.

Luca, D., V. Luca, F. Cotor and L. Rileanu. 1987. *In vivo* and *in vitro* cytogenetic damage induced by sodium nitrate. Mutat. Res. 189: 333-357.

Lucas, P.W. 1990. The effects of prior exposure to sulphur dioxide and nitrogen dioxide on the water relations of Timothy grass (*Phloem pratense*) under drought conditions. Environ. Pollut. 66: 117-138.

MAAARO [Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario]. 1994. Recommandations pour les grandes cultures 1995-1996. Imprimeur de la Reine en Ontario, Toronto, Ont. Rapport RV-12-94-45M.

MAAARO [Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario]. 1997. Best management practices: Nutrient management. Queen's Printer for Ontario, Toronto, ON. 69 p.

MAARNB [Ministère de l'Agriculture et de l'Aménagement rural du Nouveau-Brunswick]. 1997. Lignes directrices pour l'utilisation du fumier au Nouveau-Brunswick.

MacDonald, K.B. 1977. Plant and animal communities of Pacific North American salt marshes *In* Wet Coastal ecosystems. *Edited by* V.J. Chapman Elsevier, Amsterdam. p. 167-191.

MacDonald, K.B. 2000a. Azote résiduel. *In* L'agriculture écologiquement durable au Canada: rapport sur le Projet des indicateurs agroenvironnementaux. Publié sous la direction de T. MacRae, C.A.S. Smith et L.J. Gregorich. Direction générale de la recherche, Direction générale des politiques, Administration du rétablissement agricole des Prairies, Agriculture et agroalimentaire Canada.

MacDonald, K.B. 2000b. Risque de contamination de l'eau par l'azote. *In* L'agriculture écologiquement durable au Canada: rapport sur le Projet des indicateurs agroenvironnementaux. Publié sous la direction de T. MacRae, C.A.S. Smith et L.J. Gregorich. Direction générale de la recherche, Direction générale des politiques, Administration du rétablissement agricole des Prairies, Agriculture et agroalimentaire Canada.

MacEwen, J.D. and E.H. Vernot. 1972. Toxic Hazards Research Unit annual technical report. NTIS AD. 358-758.

MacIsaac, E.A. and J.G. Stockner. 1995. The environmental effects of lakepen reared Atlantic salmon smolts. Report prepared for the Science Council of British Columbia. Dept. of Fisheries and Oceans, West Vancouver.

Mackay, D.M. 1990. Characterization of the distribution and behavior of organic contaminants in the subsurface. *In* Ground Water and Soil Contamination Remediation. National Academy Press, Washington, DC.

MacKenzie, D. 1998. Waste not. New Scientist (29 August 1998): 26-30.

MacKenzie, D.I. 1982. The dune-ridge forest, Delta Marsh, Manitoba: overstory vegetation and soil patterns. Can. Field Nat. 96: 61-68.

MacKinnon, K. and D.R. Scott. 1984. An evaluation of salt marshes in Atlantic Canada. Environment Canada. Lands and Integrated Programs Directorate. Atlantic Region. 42 p.

Mahendrappa, M.K., N.W. Foster, G.F. Weetman and H.H. Krause 1986. Nutrient cycling and availability in forest soils. Can. J. Soil Sci. 66: 547-572.

Mahmood, N.A. and W.W. Carmichael. 1987. Anatoxin *a* (s), an anticholinesterase from the cyanobacterium *Anabaena flos-aquae*. NRC-525-17. Toxicon. 25: 1221-1227.

Manitoba Agriculture. 1994. Farm practices guidelines for dairy (or poultry) (or beef) (or hog) producers in Manitoba.

Manitoba Agriculture. 1999. General recommendations for fertilizer. <www.gov.mb.ca/cgi-bin/print...mz01s00html?field+crop+fertilizer> (3 Feb. 1999).

Manitoba Department of Mines, Resources and Environmental Management, Environmental Management Division, Environmental Protection Branch, Water Quality Study, South Portion of Lake Winnipeg, 1973, Report No. 24, June 1974.

Marco, A. and A.R. Blaustein. 1999. The effects of nitrite on behaviour and metamorphosis in cascades frogs (*Rana cascadae*). Environ. Toxicol. Chem. 18: 946-949.

Markewitz, D. D.D. Richter, H.L. Allen and J.B. Urrego. 1998. Three decades of observed soil acidification in the Calhoun Experimental Forest: Has acid rain made a difference? Soil Sci. Soc. Amer. J. 62: 1428-1439.

Martin, C.W., J. W. Hornbeck, G.E. Likens and D.C. Buso. 2000. Impacts of intensive harvesting on hydrology and nutrient dynamics of northern hardwood forests. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57 (Suppl. 2): 19-29.

Marsalek, J. 1984. Caracterisation du ruissellement de surface issu d'une zone urbaine commerciale. Sciences et techniques de l'eau. 17:163-167.

Marsalek, J. and H.O. Schroeter. 1988. Annual loadings of toxic contaminants in urban runoff from the Canadian Great Lakes Basin. Water Pollut. Res. J. Can. 23: 360-378.

Marsalek, J. and S. Kok (Eds.). 1997. Great Lakes 2000 Cleanup fund program: stormwater management and control of combined sewer overflows. Water Qual. Res. J. Can. 32 (numéro thématique): 1-226.

Mason, C.F. 1991. Biology of freshwater pollution. Harlow: Longman Scientific and Technical. 250 p.

Mathias, M.S. and P. Moyle. 1992. Wetland and aquatic habitats. Agri. Ecosys. Environ. 42:156-176.

Matson, P.A., W.J. Parton, A.G. Power and M.J. Swift. 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. Science. 277: 504-509.

Maynard, D.N. and A.V. Barker. 1969. Studies on the tolerance of the plants to ammonium nutrition. J. Amer. Soc. Hortic. Sci. 94: 235-239.

McCormick, J., S. Broderius and J. Fiandt. 1984. Toxicity of ammonia to early life stages of the green sunfish, *Lepomis cyanellus*. Environ. Pollut. (série A) 36: 147-163.

McCulloch, R.B., G.S. Few, G.C. Murray Jr. and V.P. Aneja. 1998. Analysis of ammonia, ammonium aerosols and acid gases in the atmosphere at a commercial hog farm in eastern North Carolina, USA. Environ. Pollut. 102 (S1): 263-268.

McGinn, S.M. and H.H. Janzen. 1998. Ammonia sources in agriculture and their measurement. Can. J. Soil. Sci. 78: 139-148.

McLarty, A and A.G. Thachuk. 1986. Cootes Paradise Study. Water Resources Assessment Unit. Technical Support Section, West Central Region, Hamilton, ON. Ministry of the Environment. Rapport technique inédit.

McNulty S.G., J.D. Aber and R.D. Boone. 1991. Spatial changes in forest floor and foliar chemistry of spruce-fir forests across New England. Biogeochem. 14: 13-29.

McNulty S.G., J.D. Aber and S.D. Newman. 1996. Nitrogen saturation in a high elevation spruce-fir stand. For. Ecol. Manage. 84: 109-121.

McLeod, J.A. and G.S. Bondar. 1952. A case of suspected algae poisoning in Manitoba. Can. J. Publ. Hlth. 43: 347-350.

MDE [Ministère de l'Environnement]. 1989. Règlement sur la concentration en phosphore. Extrait de la Gazette du Canada, Partie II, le 8 nov. 1989. No. 23, vol. 123. SOR/DORS/89-501.

MDMNR [Manitoba Department of Mines and Natural Resources]. 1968. The Delta Marsh: Its values, problems and potentialities. Winnipeg, MB. 75 p.

Meade, M.E. and S.A. Watts. 1995. Toxicity of ammonia, nitrite, and nitrate to juvenile Australian crayfish, *Cherax quadricarinatus*. J. Shell. Res. 14 (2): 341-346.

MEEO [Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario]. 1993. Report on the 1991 discharge from municipal sewage treatment plants in Ontario. Vol. 1. Summary of performance and compliance. Toronto, ON.

MEEO [Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario]. 1994. Water management policies, guidelines, and provincial water quality objectives. Toronto, ON. 31 p.

MEEO et MAARO [Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario et ministère de l'Agriculture et des Affaires rurales de l'Ontario]. 1996. Guidelines for the utilization of biosolids and other wastes on agricultural land. Toronto, ON.

Medovy, H., W.C. Guest and M. Victor. 1947. Cyanosis in infants in rural areas. J. Can. Med. Assoc. 56: 505-508.

MEFQ [Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec]. 1990. Critères de qualité de l'eau. Service d'évaluation des rejets toxiques et direction de la qualité des cour d'eau. Ministère de l'Environnement du Québec. Québec. 423 p.

MEFQ [Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec]. 1995. Rapport d'évaluation des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux du Programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ) – Année 1993. Québec.

MEFQ [Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec]. 1997. Critères provisoires pour la valorisation des matières résiduelles fertilisantes.

MEFQ [Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec]. 1998a. Critères de qualité de l'eau de surface au Québec, Direction des écosytèmes aquatiques. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec. 387 p.

MEFQ [Ministère d'Environnement et de la Faune du Québec]. 1998b. Regulation highlights: Reduction of pollution from agricultural sources. <www.mef.gouv.qu.ca/en/environn/agricultural/regulati.htm> (16 Dec. 1998).

Mehlhorn, H. and A.R. Wellburn. 1987. Stress ethylene formation determines plant sensitivity to ozone. Nature 327: 417-418.

MENV [Ministère de l'Environnement du Québec]. 2000. Bassin versant de la rivière Yamaska. <www.menv.gouv.qc.ca/sol/pratiques-agri/yamaska/intro.htm#occup> (1er mars 2000).

MEO [Ministère de l'Environnement de l'Ontario]. 1981. Outlines of analytical methods: a guide to the occurrence, significance, sampling and analysis of chemical and microbiological parameters in water, sediment, soil, vegetation, and air. Ontario Ministry of the Environment. Toronto, ON.

MEO [Ministère de l'Environnement de l'Ontario]. 1983. Rondeau Bay watershed data collection summary. M.O.E. Southwest Region, London, ON.

MEO [Ministère de l'Environnement de l'Ontario]. 1984. Water management goals, policies, objectives and implementation procedures of the Ministry of the Environment. Revised. Toronto, ON. 70 p.

MEO [Ministère de l'Environnement de l'Ontario]. 1988. Thirty-seven municipal water pollution control plants: pilot monitoring study. Vol. 1, Interim Report and Vol. II, Appendix "A". Prepared by Canviro Consultants for the Water Resources Branch of the Ontario Ministry of the Environment.

MEO [Ministère de l'Environnement de l'Ontario]. 1991. The physical and economic dimensions of municipal solid waste management in Ontario. Queen's Printer for Ontario, Toronto, ON.

MEO [Ministère de l'Environnement de l'Ontario]. 1998. Rationale for a revised phosphorus criterion for precambrian shield lakes in Ontario. Standards Development Branch. Ontario Ministry of the Environment. Jan. 6 1998. Working Document. 17 p.

Miller, H.G., J.M. Cooper and O.J.L. Paulene. 1979. Nutrient cycles in pine and their adaptation to poor soils. Can. J. For. Res. 9: 19-26.

Mills C.J., J.B. Richard, K.P. Cantor, J. Reif, S.E. Hrudey, P. Huston and an Expert Working Group. 1998. Health Risks of Drinking Water Chlorination By-products: Report of an Expert Working Group. Chronic Diseases in Canada 19 (3).

Mills, K., S. Chalanchuk and D. Allan. 1995.The fish kills in Lake 302S, an experimentally acidified lake 1-261. Acid Reign'95, Göteborg, Sweden.

Mitchell, M.J., N.W. Foster, J.M. Shepard and I.K. Morrison. 1992. Nutrient cycling in Huntington Forest and Turkey Lakes deciduous stands:nitrogen and sulfur. Can. J. For. Res. 22: 457-464.

Mitchell, P. 1999. Water quality management in Lac Ste. Anne and Lake Isle: A diagnostic study. Water Sciences Branch, Alberta Environment, Edmonton, AB. 44 p.

Mitsch, W.J. 1992. Combining ecosystem and landscape approaches to Great Lakes wetlands. J. Great Lakes Res. 18: 552-570.

Mitsch, W.J and J.G. Gosselink. 1993. Wetlands, 2nd ed. Van Nostrand Reinhold, New York. 722 p.

Moccia, R.D. and D.J. Bevan. 1996. Aquastats 1995: Ontario aquacultural production in 1995 and situation outlook. Aquaculture Centre, University of Guelph. AEC Order No. 96-001. <www.aps.uoguelph.ca/~aquacentre/aec/publications/aquastats95/STATS95.PDF> (12 Dec. 2000).

Monsanto. 1991. Material safety data sheet: Phos-Chek Fire Retardant, grades D-75F and D-75R. St. Louis, MO.

Monteverde, C.A., R.L. Desjardins and E. Pattey. 1997. Estimates of nitrous oxide emissions from agroecosystems in Canada for 1986 and 1981 using the revised 1996 IPCC/OECD methodology. Agriculture and Agri-Food Canada Agri-Environmental Indicator Project, Agroecosystem Greenhouse Gas Balance Indicator: Nitrous Oxide Component. Technical Report No. 20.

Moore, D.R.J., P.A. Keddy, C.L. Gaudet and I.C. Wisheu. 1989. Conservation of wetlands: Do infertile wetlands deserve a higher priority? Biol. Conser. 47: 203-217.

Morgan, S.A., J.A. Lee and T.W. Ashenden. 1992. Effects of nitrogen oxides on nitrate assimilation in bryophytes. New Phytol. 120: 89-97.

Morris, J.T. 1991. Effects of nitrogen loading on wetland ecosystems with particular reference to atmospheric deposition. Ann. Rev. Ecol. Syst. 22: 257-279.

Morrison, I.K. and N.W. Foster 1977. Fate of urea fertilizer added to a boreal forest *Pinus banksiana* Lamb. stand. Soil Sci. Soc. Amer. J. 41: 441-448.

MPO [Ministère des Pêches et des Océans]. 1997. Report to the provincial assessment review of salmon aquaculture in British Columbia.

MPO [Ministère des Pêches et des Océans]. 1998. Production aquacole du Canada en 1996. <www.dfo-mpo.gc.ca/communic/statistics/aquacult/AQUA96.htm> (26 Mar. 1998).

MPO [Ministère des Pêches et des Océans]. 1999. More about aquaculture. <www.dfo-mpo.gc.ca/ocad-bcda/more.html> (29 Nov. 1999).

Mueller, D.K. and D.R. Helsel. 1996. Nutrients in the nation's waters- Too much of a good thing? U.S. Geological Survey Circular 1136. Denver, CO. 24 p.

Mulholland, P.J., A.D. Steinman and J.W. Elwood. 1990. Measurement of phosphorus uptake length in streams: comparison of radiotracer and stable PO_4 releases. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47: 2351-2357.

Mulligan, G.A. et D.B. Munro. 1990. Plantes toxiques du Canada. Agriculture Canada. Publication No. 1842/F. Ottawa, Ont. 88 p.

Munroe. D.J. 1986. Qu'Appelle Fishing Lakes nutrient loading study, 1980 to 1983; Final report. WQB-WNR –86-02.

Murkin, E.J., H.R. Murkin and R.D. Titman. 1992. Nektonic invertebrate abundance and distribution at the emergent vegetation-open water interface in the Delta Marsh, Manitoba, Canada. Wetlands 12: 45-52.

Murkin, H.R. and B.D.J. Batt. 1987. Interactions of vertebrates and invertebrates in peatlands and marshes. Mem. Ent. Soc. Can. 140: 15-30.

Murkin, H.R., J.B. Pollard, M.P. Stainton, J.A. Boughen and R.D. Titman. 1994. Nutrient additions to wetlands in the Interlake region of Manitoba, Canada: effects of periodic additions throughout the growing season. Hydrobiol. 279/280: 483-495.

Murray, A.J.S. and A.R. Wellburn.1980. Differences in nitrogen metabolism between contuvars of tomato and pepper during exposure to glasshouse atmosphere containing oxides of nitrogen. Environ. Pollut 39: 303-316.

Nakajima, M., T. Ogura, Y. Kusama, N. Iwabuchi, T. Imawaka, A. Araki, T. Sasaki and E. Hirose. 1996. Inhibitory effects of odor substances, geosmin and 2-methylisoborneol, on early development of sea urchins. Wat. Res. 30:2508-2516.

Nascimento, S.M. and S.M.F.O. Azevedo. 1999. Changes in cellular components in a cyanobacterium (*Synechocystis aquatilis* f. *salina*) subjected to different N/P ratios - an ecophysiological study. Environ. Toxicol. 14: 37-44.

NAQUADAT. 1976. Base nationale de données sur la qualité de l'eau. Direction de la qualité des eaux. Direction générale des eaux intérieures. Environnement Canada, Ottawa, Ont.

NARTC [National Advances Resource Technology Center]. 1993. Aerial retardant application and use course. Feb. 16-19, 1993. Marana, AZ.

Neill, C. 1990. Effects of nutrients and water levels on species composition in prairie whitetop (*Scholochloa festucacea*). Can. J. Bot. 68: 1015-1020.

Neilson. F.J.A. 1974. Nitrate/nitrite poisoning of stock. New. Zeal. J. Agr. 128: 43-45.

Newbold, J.D., J.W. Elwood, R.V. O'Neill and W. Van Winkle. 1981. Measuring nutrient spiralling in streams. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 860-863.

New Brunswick Environment. 1982. Effects of sewage treatment plant effluents on Phyllis Creek, Fredericton, New Brunswick, 1981. Environmental Services Branch, Fredericton, NB.

Nicholls, K. 1995. Chrysophyte blooms in the plankton and neuston of marine and freshwater systems. *In* Chrysophyte Algae. *Edited by* C. Sandgren, J. Smol,. and J. Kristiansen. Cambridge University Press, Cambridge. p. 181-213.

Nicholls, K.H. 1999. Effects of temperature and other factors on summer phosphorus in the inner Bay of Quinte, Lake Ontario: Implications for climate warming. J. Great Lakes Res. 25:250-262

Nicholls, K.H. and C.M. Cox 1978. Atmospheric nitrogen and phosphorus loading to Harp Lake, Ontario, Canada. Water Resour. Res. 14: 589-592.

Nicholls, K.H., D.W. Standen and G.J. Hopkins. 1980. Recent changes in the near-shore phytoplankton of Lake Erie's western basin at Kingsville, Ontario. J. Great Lakes Res. 6: 146-153.

Nicolson J.A. 1988. Alternate strip cutting in upland black spruce V: The impact of harvesting on the quality of water flowing from small basins in shallow-soil boreal ecosystems. For. Chron. 64: 52-58.

Nicolson, J.A., N.W. Foster and I.K. Morrison. 1982. Forest harvesting effects on water quality and nutrient status in the boreal forest. *In* Procedings of Canadian Hydrology Symposium 1982, Hydrological Processes of Forested Lands, National Research Council Canada. p. 71-89.

Nixon S.W., J.W. Ammerman, L.P. Atkinson, V.M. Berounsky, G.B. Billen, W.C. Boichourt, W.R. Boynton, T.M. Church, D.M. Di'Toro, R. Elmgren, J.H. Garber, A.E. Giblin, R.A. Jahnke, N.J.P. Owens, M.E.Q. Pilson and S.P. Seitzinger. 1996. The fate of nitrogen and phosphorus and the land-sea margin of the North Atlantic Ocean. Biogeochemistry 35: 141-180.

Norby, R.J., Y. Weerasuiya and P.J. Hanson. 1989. Induction of nitrate reductase activity in red spruce needles by NO_2 and HNO_3 vapour. Can. J. For. Res. 19: 889-896.

Nordin, R.N. 1985. Water Quality Criteria for Nutrients and Algae. Technical Appendix. Resource Quality Section, Water Management Branch, British Columbia Ministry of Environment, Victoria, BC.

Nordin, R.N. and L.W. Pommen. 1986. Water quality criteria for nitrogen (nitrate, nitrite, and ammonia). Ministry of Environment and Parks. Province of British Columbia. Water Quality Unit. Resource Quality Section. Water Management Branch. Victoria, BC. 11 p.

Northern Rivers Basin Study Board. 1996. Northern river basins study: Report to the Ministers, 1996. Alberta Environmental Protection - Corporate Management Service, Edmonton, AB. 287 p.

Norris, L.A., C.L. Hawkes, W.L. Webb, D.G Moore, W.B. Bollen and E. Holcombe. 1978. A report of research on the behaviour and impact of chemical fire retardants in forest streams. Forestry Science Laboratory. PNW Forest and Range Experiment Station.

NRC [National Research Council] Committee on Medical and Biological Effects of Environmental Pollutants. 1979. Ammonia. Division of medical sciences, Assembly of life science. University Park Press, Baltimore, MD.

NRC [National Research Council] Committee on Wastewater Management for Urban Coastal Areas. 1993a. Managing wastewater in coastal urban areas. National Academy of Sciences, Washington, DC, USA.

NSE [Nova Scotia Department of the Environment]. 1992. Nova Scotia standards and guidelines manual for the collection, treatment and disposal of sanitary sewage.

NWT [Northwest Territories] Water Board. 1992. Guidelines for the discharge of treated municipal wastewater in the Northwest Territories, Yellowknife, NWT.

Oberemm, A., J. Becker, G.A. Codd and C. Steinberg. 1999. Effects of cyanobacterial toxins and aqueous crude extracts of cyanobacteria on the development of fish and amphibians. Environ. Toxicol. 14: 77-88.

OCDE [Organisation de coopération et de développement économiques]. 1995. Données OCDE sur l'environnement : compendium 1995. Paris, France.

OCDE [Organisation de coopération et de développement économiques]. 2000. Indicateurs environnementaux pour l' agriculture. Volume 3: Méthodes et résultats. Paris, France.

Odum, E.P. 1980. The status of three ecosystem-level hypotheses regarding salt marsh estuaries: Tidal subsidy, outselling, and detritus-based food chains. *In* Estuarine Perspective. *Edited by* V.S. Kennedy. Academic Press. New York. p. 485-495.

Okano, K., T. Tptsila, T. Fukuzawa and T. Tazaki. 1985. Growth responses of plants of various concentrations of nitrogen dioxide. Environ. Pollut. 38: 361-373.

Oldham, R.S., D.M. Lathan, D Hilton-Brown, M. Towns, A.S. Cooke and A. Burn. 1997. The effect of ammonium nitrate fertilizer on frog (*Rana temporaria*) survival. Agric. Ecosys. Environ. 61(1): 69-74.

Olson, B.M., D.R. Bennett, R. Borg, R.H. McKenzie and R.P. Atkins. 1997a. Manure and nutrient management to sustain groundwater quality near feedlots in central Alberta. Canada-Alberta Environmentally Sustainable Agriculture Agreement, Lethbridge, AB.

Olson, B.M., R.H. McKenzie, T. Jensen, M.A. Arshad, P. Jedel, R.C. Izaurralde, D.W. McAndrew and A.M. Johnston. 1997b. Nitrate leaching in crop rotation studies in Alberta. Canada-Alberta Environmentally Sustainable Agriculture Agreement, Lethbridge, AB.

OMS [Organisation mondiale de la Santé]. 1977. Nitrates, nitrites, et composés N-nitroso. Critères d'hygiène de l'environnement 5. Geneva. 112 p.

OMS [Organisation mondiale de la Santé]. 1986. Ammonia. Environmental Health Criteria No. 54. World Health Organization, Geneva. 432 p.

OMS [Organisation mondiale de la Santé]. 1997a. Nitrogen oxides, 2nd ed.. Environmental Health Criteria No. 188. World Health Organization, Geneva. 550 p.

OMS [Organisation mondiale de la Santé]. 1997b. Report of the Working Group Meeting on Chemical Substances in Drinking Water. World Health Organization, Geneva. Cited in Falconer 1999.

Ontario Farm Environment Coalition. 1998. Ontario's Nutrient Management Strategy. <www.gov.on.ca/OMAFRA/english/environment/ofec/coalition.htm> (2 March 1998).

Oppenborn, J.B. and C.A. Goudie. 1993. Acute and sublethal effects of ammonia on striped bass and hybrid striped bass. J. World. Aqua. Soc. 24 (1): 90-101.

Østensvik, Ø. and O.M. Skulberg. 1981. Toxicity studies with blue-green algae from Norwegian inland waters. *In* The Water Environment: Algal Toxins and Health. *Edited by* W.W. Carmichael. Plenum Press, N.Y. p. 315-324.

Osweiler, G.D., T.L. Carson, W.B. Buck and G.A. Van Gelder. 1985. Clinical and diagnostic veterinary toxicology. 3rd ed. Kendall/Hunt Publishing Co. Dubuque, IA. p. 483.

Paerl, H.W. 1997. Coastal eutrophication and harmful algal blooms: importance of atmospheric deposition and groundwater as "new" nitrogen and other nutrient sources. Limnol. Oceanogr. 42: 1154-1165.

Paerl, H.W. and D.R. Whitall. 1999. Anthropogenically-derived atmospheric nitrogen deposition, marine eutrophication and harmful algal bloom expansion: Is there a link? Ambio 28:307-311

Painchaud, J. 1997. La qualité de l'eau des rivières du Québec: état et tendances. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec. 58 p.

Painter, D.S., K.J. McCabe and W.L. Simser. 1989. Past and present limnological conditions in Cootes Paradise affecting aquatic vegetation. NWRI Contribution Paper # 88-47. Burlington, ON. 93 p.

Painter, D.S., L. Hampton and W.L. Simser. 1991. Cootes Paradise water turbidity: Sources and recommendations. NWRI Contribution Paper # 91-15. Burlington, ON. 18 p.

Palachek, R.M. and J.R. Tomasso. 1984. Toxicity of nitrite to channel catfish (*Ictalurus punctatus*), tilapia (*Tilapia aurea*) and largemouth bass (*Micropterus salmoides*): evidence for a nitrite exclusion mechanism. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 1739-1744.

Pang, P. C. K. and K. McCollough. 1982. Nutrient distribution in forest soil leachates after thinning and fertilizing Douglas-fir. Can. J. Soil Sci. 62: 197-208.

Paradis, D. 1997. Qualité de l'eau souterraine en zone de culture intensive de la pomme de terre dans la MRC de Portneuf. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec. 14 p.

Paradis, D., P.J. Bernier and P. Levallois. 1991. Qualité de l'eau souterraine dans la MRC de Portneuf. Ministère de l'Environnement, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec et Département de santé communautaire du Centre hospitalier de l'Université Laval, Québec. 13 p.

Patni, N.K. 1991. Overview of land appliation of animal manure in Canada. *In* Canadian Agricultural Research Council (CARC). *Edited by* D.A Leger, N.K Patni, S.K. Ho. Proceedings of the National Workshop on Land Application of Animal Manure. Ottawa, ON, June 1991. p. 7-17.

Paul, B.J. and H.C. Duthie. 1988. Nutrient cycling in the epilithon of running waters. Can. J. Bot. 67: 2302-2309.

PEI Agriculture. 2000. Guidelines for Manure Management for Prince Edward Island. <www2.gov.pe.ca/af/agweb/library/documents/manureguide/intro.asp> (16 Feb 2000).

Penczak, T., W. Galicka, M. Molinski, E. Kusto and M. Zalewski. 1982. The enrichment of a mesotrophic lake by carbon, phosphorus and nitrogen from the cage aquaculture of rainbow trout, *Salmo gairdneri*. J. Appl. Ecol. 19: 371-393.

Pérez-Soba, M., I. Stulen and L.J. Van der Eerden. 1990. Effects of NH_3 on the nitrogen metabolism of *Pinus sylvestris*. *In* Proceedings of the International Congress on Forest Decline Research,, Friedrichshafen, Germany, October. 1989. Karlsruhe, Germany, Centre for Nuclear Research (Poster summary).

Persson, G. 1991. Eutrophication resulting from salmonid fish culture in fresh and salt waters: Scandinavian experiences. *In* Nutritional Strategies and Aquaculture Waste. Proceedings of the First International Symposium on Nutritional Strategies in Management of Aquaculture Waste (NSMAW). *Edited by* C.B. Cowey and C.Y. Cho. University of Guelph, Guelph, ON, 1990.

Peters, R.H. 1973. Availability of atmospheric orthophosphate. J. Fish. Res. Bd. Can. 34: 918-924.

Peterson, B.J., L. Deegan, J. Helfrich, J.E. Hobbie, M. Hullar, M. Moller, T.E. Ford, A. Hershey, A. Hiltner, G. Kipphut, M.A. Lock, D.M. Fiebig, V. McKinley, M.C. Miller, J.R. Vestal, R. Ventullo and G. Volk. 1993. Biological responses of a tundra river to fertilization. Ecology. 74:653-672.

Peterson, B.J. and J.M. Melillo. 1985. The potential storage of carbon caused by eutrophication of the biosphere. Tellus 37b:117-127.

Petrie, B. and P. Yeats. 1990. Simple models of the circulation, dissolved metals, suspended solids and nutrients in Halifax Harbour. Water Pollut. Res. J. Can. 25: 325-349.

Petukhov, N.I. and A.V. Ivanov. 1970. Investigation of certain pyschophysiological reactions in children suffering from methemoglobinemia due to nitrates in water. Hyg. Sanit. 35: 29-41.

Phleger, F.B. 1971. Effect of salinity on growth of a salt marsh grass. Ecology 52: 908-911.

Pierce, R.H., J.M. Weeks and J.M. Prappas. 1993. Nitrate toxicity to five species of marine fish. J. World Aqua. Soc. 24 (1): 105-107.

Pierpont, R.A. and P.L. Minotti 1977. Effects of calcium carbonate on ammonium assimilation by tomato seedlings. J. Amer. Soc. Hortic. Sci. 102: 20-23.

Pilon, P. and M.A. Kerr. 1984. Land use monitoring on wetlands in the southwestern Fraser Lowland, British Columbia, Lands Directorate, Environment Canada. Working Paper No. 34. Vancouver, BC. 31 p. + cartes.

Pinter, I.J. and L. Provasoli. 1963. Nutritional characteristics of some chrysomonads. *In* Symposium on Marine Microbiology. *Edited by* C.M. Oppehneimer. Thomas Publisher, Springfield, MA. p. 114-121.

Podbury, G. et C. Stushnoff. 2000. « Risque d'érosion éolienne ». *In* L'agriculture écologiquement durable au Canada – Rapport sur le projet des indicateurs agroenvironnementaux. *Publié sous la direction de* T. MacRae, C.A.S. Smith et L.J. Gregorich. Direction générale de la recherche. Direction générale des politiques stratégiques. Administration du rétablissement agricole des Prairies, Agriculture et Agroalimentaire Canada.

Podemski, C.L. and J.M. Culp. 1996. Nutrient and contaminant effects of bleached kraft mill effluent on benthic algae and insects of the Athabasca River. *In* Environmental Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents. *Edited by* M.R. Servos, K.R. Munkittrick, J.H. Carey and G.J. Van der Kraak. St. Lucie Press, FL. p. 571-580.

Pomeroy, L.R. and R.G. Wiegert. 1981. The ecology of a salt marsh. Springer-Verlag. New York. 271 p.

Pommen, L.W. 1989. Approved and Working Criteria for Water Quality. Ministry of Environment. Water Management Branch. Resource Quality Section. Victoria, BC

Potash and Phosphate Insitute. 1988. Phosphorus for agriculture. Atlanta, GA.

Poulton, B., S. Hamilton, E. Hill, N. Vyas and D. Larson. 1993. Toxicity of fire retardants and foam suppressant chemicals to plants and animal communities: Progress Report. Interagency Fire Coordination Committee. Boise, ID.

Prairie, Y.T. 1994. Développement de modèles prédictifs décrivant l'effet de l'eutrophisation sur l'habitat du touladi (*Salvelinus namaycush*). Rapp. Min. Env. Faune. 33 p.

Prakash, A. and F.J.R. Taylor. 1966. A "Red water" bloom of *Gonyaulax acatenella* in the Strait of Georgia and its relation to Paralytic Shellfish Toxicity. J. Fish. Res. Bd. Can. 23: 1265-1270.

Preston, C.M., V.G. Marshall, G. McCollough and D.J. Mead. 1990. Fate of 15N-labelled fertilizer applied on snow at two sites in British Columbia. Can. J. For. Res. 20: 1583-1592.

Pries, J.H. 1994. L'utilisation des terres humides à des fins de traitement des eaux usées et des eaux pluviales au Canada. Conseil nord-américain de conservation des terres humides (Canada). Ottawa, Ont. Communication; no. 1994-1. 66 p.

Primeau, S. 1999. Le bassin de la rivière Yamaska : qualité des eaux de 1979 à 1997. *In* Le bassin de la rivière Yamaska : l'état de l'écosystème aquatique. Ministère de l'Environnement du Québec (Qc).

Primeau, S., N. La Violette, J. St-Onge et D. Berryman. 1999. Le bassin de la rivière Yamaska: profil géographique, sources de pollution et interventions d'assainissement. *In* Le bassin de la rivière Yamaska: l'état de l'écosystème aquatique. Ministère de l'Environnement du Québec (Qc).

Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE). 1995. Global Programme of Action for the Protection of the Marine Environment from Land-Based Activities. Intergovernmental Conference to Adopt a Global Programme of Action for the Protection of the Marine Environment from Land-Based Activities. Washington, DC, October 23 - November 3, 1995. UNEP(COA)/LBA/IG.2/7.

Provasoli, L. and J.J.A. McLaughlin. 1963. Limited hetertrophy of some photosynthetic dinoflagellates. *In* Symposium on Marine Microbiology. *Edited by* C.M. Oppehneimer. Thomas Publisher, Springfield, MA. p. 105-113.

Ptacek, C.J. 1998. Geochemistry of a septic-system plume in a coastal barrier bar, Point Pelee, Ontario, Canada. J. Contam. Hydrol. 33: 293-312.

Ptacek, C.J., J. FitzGerald, A.S. Crowe, J.G. Bain, K.R. Waybrant and D.L. Thompson. 1998. Release of nutrients from on-site wastewater disposal systems, Point Pelee National Park, Ontario, Canada. *In* Proceedings of the Parks Research Forum of Ontario, 2nd Annual General Meeting, February 5-6, 1998, Peterborough, ON. p. 214-224.

Putnam, M.R. 1989. Toxicological problems in food animals affecting reproduction. Vet. Clin. N. Amer. Food Anim. Pract. 5: 325-344.

Ramade, F. 1987. Ecotoxicology. John Wiley and Sons Ltd. N.Y. 262 p.

Rasmussen, L., T. Brydges and P. Mathy. 1993. Experimental manipulations of biota and biogeochemical cycling in ecosystems. Report 4, Ecosystem Research Report Series. Commission of the European Communities, Brussels, Belgium. *Cited in* Vitousek, P.M., J.D. Aber, R.W. Howarth, G.E. Likens, P.A. Matson, D.W. Schindler, W.H. Schlesinger and D.G. Tilman. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. Ecol. Appl. 7: 737-750.

Raven, J.A. 1988. Acquisition of nitrogen by the shoots of land plants: Its occurrence and implications for acid-base regulation. New Phytol. 109: 1-20.

Redbo-Torsensson, P. 1994. The demographic consequence of nitrogen fertilization of a population of sundew, *Drosera rotundiferolia*. Acta. Bot. Neerl. 1994: 175-188.

Reddy, N.A. and N.R. Menon. 1979. Effects of ammonia and ammonium on tolerance and byssogensis in *Perna viridis*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 1: 315-322.

Redner, B.D. and R.R. Stickney. 1979. Acclimatization to ammonia by *Tilapia aurea*. Trans. Amer. Fish. Soc. 108: 383-388.

Reesom, R., F.S. Soong, J. Fitzgerald, L. Turczynowicz, O. El Saadi, D. Roder, T. Maynard and I. Falconer. 1994. *Cited in* Health Canada 1998a. Health Effect of Toxic Cyanobacteria (Blue-Green Algae). National Health and Medical Research Council of Australia, Commonwealth Department of Human Services and Health. Australian Government Publishing Service, Canberra, Australia. 108 p. Report No. 98-06. 82 p.

Reynolds, W.D., C. A. Campbell, C. Chang, C. M. Cho, J. H. Ewanek, R.G. Kachanoski, J. A. MacLeod, P. H. Milburn, R. R. Simard. G. R. B. Webster et B. J. Zebarth. 1995. Chapitre 10 Contamination agrochimique des eaux souterraines. *In* La santé de nos sols. *Publié sous la direction de* D. F. Acton and L. J. Gregorich. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa, Ont.

Rice, S.D. and J.E. Bailey. 1980. Survival, size and emergence of pink salmon, (*Oncorhynchus gorbuscha*), alevins after short and long-term exposures to ammonia. Fish. Bull. 78: 641-648.

Rice, S.D. and R.M. Stokes. 1975. Acute toxicity of ammonia to several developmental stages of rainbow trout, *Salmo gairdneri*. U.S. Natl. Mar. Fish. Serv. Fish. Bull. 73: 207-211.

Ricklefs, R.E. 1990. Ecology, 3rd ed. W.H. Freeman, NY. 896 p.

Ridal J.J., B. Brownlee and D.R.S. Lean. 1999. Occurrence of odor compounds, 2-methylisoborneol and geosmin in eastern Lake Ontario and the upper St. Lawrence River. J. Great Lakes Res. 25: 198-204.

RNCan [Ressources naturelles Canada]. 1999. DNARPA – Système national d'alerte rapide pour les pluies acides. <atl.cfs.nrcan.gc.ca/fhn/ma/arnews_f.htm> (6 déc. 1999).

Ro, C., R. Vet, D. Ord and A Holloway. 1998. Canadian Air And Precipitation Monitoring Network (CAPMoN) Annual Summary Reports (1983-1996). Air Quality Reseach Branch, Atmospheric Environment Service, Environment Canada, Downsview, ON.

Robert, L. 1983. Caractérisation et variabilité des engrais de ferme. *In* Proceedigs of Agri-Gestion Laval, Département d'économie rurale, Université Laval. 8 décembre 1993.

Robertson, H.E. and W.A. Riddell. 1949. Cyanosis of infants produced by high nitrate concentration in rural waters of Saskatchewan. Can. J. Pub. Hlth. 40: 72-77.

Robertson, W.D. 1995. Development of steady-state phosphate concentrations in septic system plumes. J. Contam. Hydrol. 19: 289-305.

Robertson, W.D. and J.A. Cherry. 1992. Persistence of nitrate in three septic system plumes on unconfined sands in Ontario. *In* Proceedings IAH Conference on Modern Trends in Hydrogeology, Hamilton, ON. May 10-14, 1992.

Robertson, W.D., J.A. Cherry and E.A. Sudicky. 1991. Ground water contamination from two small septic systems on sand aquifers. Ground water 29: 82-92.

Robertson, W.D., S.L. Schiff and C.J. Ptacek. 1998. Review of phosphate mobility and persistence in 10 septic system plumes. Ground water 36: 1000-1010.

Robinette, H.R. 1976. Effect of selected sublethal levels of ammonia on the growth of channel catfish (*Ictalurus punctatus*). Prog. Fish. Cult. 38: 26-29.

Robinson, B. and R. Gordon. 1996. Farm nutrient management expert system. Final report to: Canada/Nova Scotia Agreement on the Agricultural Component of the Green Plan. 21 p.

Robinson-Wilson, E.G. and W.K. Seim. 1975. The lethal and sublethal effects of a zirconium process effluent on juvenile salmonids. Water Res. Bull. 11: 975-986.

Rodgers, G.K.R., J. Vogt, D. Boyd, L. Simser, H. Lang, T. Murphy and D.S. Painter. 1992. Remedial Action Plan for Hamilton Harbour: Goals, Options and Recommendations. ISBN 0.7778-053302. Canada-Ontario Agreement Respecting Great Lakes Water Quality.

Rodvang, S. J., R. Schmidt-Bellach and L. I. Wassenaar. 1998. Nitrate in groundwater below irrigated fields in southern Alberta. Alberta Agriculture, Food and Rural Development, Lethbridge, AB.

Roelofs, J.M.G., A.J. Kempers, J.L.F.M. Houdijk and J. Jansen. 1985. The effect of air-borne ammonium sulphate on *Pinus nigra* var. maritime in the Netherlands. Plant Soil. 84: 45-56.

Roland, A.E. 1976. The coastal plain flora of Kejimkujik National Park. Unpublished Report for Kejimkujik National Park, NS, Canada.

Rosage, T.F., R.M Schutsky and K.M. Rapp. 1979. Toxicity of un-ionized ammonia to the spotfish shiner (*Notropic spilopterus*). Proc. Pa. Acad. Sci. 53: 39-42.

Rothenberg, S.J., A.R. Dahl, E.B. Barr and R.LK. Wolff. 1986. Generation, behaviour, and toxicity of ammonium sulphite aerosols. J. Air Pollut. Contr. Assoc. 36: 55-78.

Rotton, J., R.S. Tikofsky and H.T. Feldman. 1982. Behavioural effects of chemicals in drinking water. J. Appl. Psychol. 67: 230-245.

Rouse, J.D., C.A. Bishop and J. Struger. 1999. Nitrogen pollution: An assessment of its threat to amphibian survival. Environ. Hlth. Perspect. 107:799-803.

Rubin, A.J. and G.A. Elmaraghy. 1977. Studies on the toxicity of ammonia, nitrate, and their mixtures to guppy fry. Water Res. 11: 927-935.

Rudolph, D.L., D.A.J. Barry and M.J. Goss. 1998. Contamination in Ontario farmstead domestic wells and its association with agriculture: 2. Results from multilevel monitoring well installations. J. Contam. Hydrol. 32: 295-311.

Runnegar, M.T. and I.R. Falconer. 1981. Isolation, characterization and pathology of the toxin from the blue-green alga *Microcystis aeruginosa*. *In* The Water Environment: Algae Toxins and Health. *Edited by* W.W Carmichael. Plenum Press. N.Y. p. 325-342.

Russo, R.C. 1985. Ammonia, nitrite, and nitrate. *In* Fundamentals of Aquatic Toxicology. *Edited by* G. Rand and S.R. Petrocelli. Hemisphere Publishing Corporation. Washington. p. 455-471.

Russo, R.C., C.E. Smith and R.V. Thurston. 1974. Acute toxicity of nitrite to rainbow trout (*Salmo gairdneri*). J. Fish. Res. Bd. Can. 21: 1653-1655.

Ryding, S.-O. and W. Rast (eds.). 1989. The control of eutrophication of lakes and reservoirs. Volume 1. Man and the Biosphere Series. UNESCO, Parthenon Publishing Group Inc., Park Ridge, N.J.

Sabarathnam, S., G. Gupta and C. Mulchi. 1988. Nitrogen dioxide effects on photosynthesis in soyabean. J. Environ. Qual. 17: 143-146.

SAF [Saskatchewan Agriculture and Food]. 1997. Manual for Developing a Manure and Dead Animal Management plan.

Saiki, M.K., D.P. Moda. and B.L. Bellerud. 1999. Lethal levels of selected water quality variables to larval and juvenile Lost River and shortnose suckers. Environ. Pollut. 105 (1): 37-44.

Saint-Laurent Vision 2000. 1998. <www.slv2000.qc.ec.gc.ca/slv2000/english/library/doc_center/protection/list.htm> (November 1998).

Sandhu, R. and G. Gupta. 1989. Effects of nitrogen dioxide on growth and yield of black turtle bean (*Phaseolus vulgaris* L.) cv. Domino. Environ. Pollut. 59: 337-344.

Santé et Bien-être social Canada. 1983. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Comité consutatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail. Ottawa, Ont.

Santé Canada. 1992. Nitrate/Nitrite. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Documents à l'appui Juin 1987 (révisé en octobre 1992). Ottawa, ON. Non publié. 9 p. (Note: tous les documents à l'appui sont disponibles sour forme de documents imprimés auprès du Sous-comité sur l'eau potable (Santé Canada joue le rôle de secrétariat) ou au www.hc-sc.gc.ca/waterquality (/eauqualite)).

Santé Canada. 1993. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – Documentation à l'appui pour les trihalométhanes. Ottawa, Ont.

Santé Canada. 1996. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Sixième édition. Ottawa, Ont. 102 p.

Santé Canada. 1998a. Les toxines cyanobactériennes – Les microcystines dans l'eau potable. Document pour consultation publique. Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable , Ottawa, ON. 32 p.

Santé Canada. 1998b. Les algues bleues (cyanobactéries) et leurs toxines. Votre Santé et vous. Feuillet d'information. Ottawa, Ont. 5 p.

Satchwill, T., S. Watson, E. Dixon and E. McCauley. 2000. Identification and treatment of off-flavours in drinking water. Proceedings, 9th CWWA National Conference on Drinking Water, Regina.

Savage. R.M. 1961. The ecology and life history of the common frog (*Rana temporaria temporaria*). Pitman and Sons Ltd. London, England. 236 p.

Scheider, W.A., W.R. Snyder and B. Clark. 1979. Deposition of nutrients and major ions by precipitation in south-central Ontario. Water Air Soil Pollut. 12: 171-185.

Schindler, D.W. 1974. Eutrophication and recovery in experimental lakes: Implications for lake management. Science 184: 897-899.

Schindler, D.W. and S.E. Bayley. 1993. The biosphere as an increasing sink for atmospheric carbon: Estimates from increasing nitrogen deposition. Global Biogeochem.l Cycles 7:717-734.

Schindler, D.W. and J.E. Nighswander. 1970. Nutrient supply and primary production in Clear Lake eastern Ontario. J. Fish. Res. Bd. Can. 27: 2009-2036.

Schindler, D.W., J. Kalff, H.E. Welch, G.J. Brunskill, H. Kling and N. Kritsch. 1974. Eutrophication in the high arctic. Meretta Lake, Cornwallis Island (75° N lat.). J. Fish. Res. Bd. Can. 31: 585-607.

Schindler, D.W., R.W. Newbury, K.F. Beaty and P. Campbell. 1976. Natural water and chemical budgets for a small Precambrian lake basin in central Canada. J. Fish. Res. Bd. Can. 33: 2526 - 2543.

Schleef, K.H. and W. Kleinhanss. 1994. Mineral Balances in Agriculture in the EU. Institute of Farm Economics, Federal Agricultural Research Centre, Braunschweig, Germany.

Schlesinger, R.B., L.C. Chen, I. Finkelstein and J.T. Zelikoff. 1990. Comparative potency of inhaled acidic sulfates: speciation and the role of hydrogen ion. Environ. Res. 52: 210-235.

Schmidt, C.W. 1997. Amphibian deformities continue to puzzle researchers. Environ. Sci. Tech. 31(7): 324- 326A.

Schramm, W. and P.H. Nienhuis. 1996. Marine Benthic Vegetation: Recent Changes and the Effects of Eutrophication. Springer-Verlag. Berlin. 470 p.

Schwimmer, M. and D. Schwimmer. 1968. Medical aspects of phycology. *In* Algae, Man, and the Environment. *Edited by* D.F. Jackson. Syracuse University Press, Syracuse NY. p. 279-359

Schulze, E.D. 1989. Air pollution and forest decline in a spruce (*Picea abies*) forest. Science 244:776-783.

Scrimgeour, G.J. and P.A. Chambers. 1996. Identification of Spatial Patterns in Nutrient Limitation with Herbivory Effects, Wapiti, Smoky and Athabasca Rivers, 1994. Prepared for the Northern River Basins Study, Edmonton, AB. Rapport n° 96.

Scrimgeour, G.J. and P.A. Chambers. 2000 Cumulative effects of pulp mill and municipal effluents on epilithic biomass and nutrient limitation in a large northern river ecosystem. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 1342-1354.

Scrivener, J.C. 1988. Changes in concentrations of dissolved ions during 16 years at Carnation Creek, British Columbia. *In* Proceedings from the Workshop: Applying 15 years of Carnation Creek resulpacific biological Station, Nanaimo, BC. Edited by T.W. Chamberlin. p. 75-80.

Scully, N.M., P.R. Leavitt and S.R. Carpenter. 2000. Century-long effects of forest harvest on the physical structure and autotrophic community of a small temperate lake. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57 (Suppl. 2): 50-59.

Semkin, R.G., A.W. McLarty and D. Craig. 1976. A water quality study of Cootes Paradise. Ontario Ministry of Environment, West Central Region, Toronto, ON.

SERM [Saskatchewan Environment and Resource Management]. 1983. Water quality objectives. Jan. 1975, 3rd. Printing. Water Pollution Control Branch, Regina, SK.

SERM [Saskatchewan Environment and Resource Management]. 1995. Surface water quality objectives. Environmental protection and sustainable resource management. MB# 110- reprinted. Regina, SK. 15 p.

SERM [Saskatchewan Environment and Resource Management]. 1998. Draft guide for land disposal of sewage. Saskatoon, SK.

Sessions, S.K., R.A. Franssen and V.L. Horner. 1999. Morphological clues from multilegged frogs: Are retinoids to blame? Science. 284: 800-802.

Shaw, R.D., A.M. Trimbee, A. Minty, H. Fricker and E.E. Prepas. 1989. Atmospheric deposition of phosphorus and nitrogen in central Alberta with emphasis on Narrow Lake. Water Air Soil Pollut. 43: 119-134.

Shelton, I.J., G.J. Wall, J.-M. Cossette, R. Eilers, B. Grant, D. King, G. Padbury, H. Rees, J. Tajek et L. van Vliet. 2000. « Risque d'érosion hydrique ». *In* L'agriculture écologiquement durable au Canada – Rapport sur le projet des indicateurs agroenvironnementaux. *Publié sous la direction de* T. MacRae, C.A.S. Smith et L.J. Gregorich. Direction générale de la recherche. Direction générale des politiques stratégiques. Administration du rétablissement agricole des Prairies, Agriculture et Agroalimentaire Canada.

Sheppard, L.J., R.I. Smith and M.G.R. Cannell. 1989. Frost hardiness of *Picea rubens* growing in spruce declined regions of the Appalachians. Tree Physiol. 5: 25-37.

Shilo, M. and M. Shilo. 1953. Conditions which determine the efficiency of ammonia sulphate in the control of *Prymnesium parvum* in fish breeding ponds. Appl. Microbiol. 1: 330-333.

Shutter, S. B., E. A. Sudicky and W. D. Robertson. 1994. Chemical fate and transport in a domestic septic system: Application of a variably saturated model for chemical movement. Environ. Toxicol. Chem. 13: 223-231.

Shuval, H.I. and N. Gruener. 1972. Epidemiological and toxicological aspects of nitrates and nitrites in the environment. Amer. J. Pub. Hlth. 62: 1045-1062.

Sibert, J.R. 1982. Roles for Detritus in Complementing Productivity of Coastal Systems. *In* Synthetic and Degradation Processes in Marine Macrophytes. *Edited by* L.M. Srivastava. Walter de Gruyter, N.Y. p. 207-214.

Siegrist, R., M. Witt and W. Boyle. 1976. Characteristics of rural household wastewater. J. Environ. Eng. ASCA 102: 533-548.

Sims, R.A. 1949. Phytoplankton studies of Cootes Paradise Marsh, Royal Botanical Gardens, Hamilton. MA Thesis. McMaster University, Hamilton, ON.

Singer, S.N. 1977. Preliminary estimates of urban storm water unit loadings for the Canadian Great Lakes Basin. Tech. Memorandum, Ministry of the Environment, Toronto, July.

Simard, A. et J. Painchaud. 2000. Qualité de l'eau des rivières du Québec, 1988-1998. Vecteur Environnement 33: 70-74.

Sjörs, H. 1950. On the relation between vegetation and electrolytes in north Swedish mire waters. Oikos 2: 241-258.

Skulberg, O.M., G.A. Codd and W.W. Carmichael. 1984. Toxic blue-green algal blooms in Europe: a growing problem. Ambio. 13: 244-247.

Smayda, T.J. 1997. Harmful algal blooms: their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea. Limnol. Oceanogr. 42: 1137-1153.

Smith, C.A.S. et T. McRae. 2000. Étude et évaluation de l'agriculture écologiquement durable. *In* L'agriculture écologiquement durable au Canada : rapport sur le projet des indicateurs agroenvironnementaux. *Publié sous la direction de* T. MacRae, C.A.S. Smith et L.J. Gregorich. Direction générale de la recherche. Direction générale des politiques stratégiques. Administration du rétablissement agricole des Prairies, Agriculture et Agroalimentaire Canada.

Smith, D.C. 1987. Adult recruitment in chorus frogs: effects of size and date of metamorphosis. Ecology 68: 344-350.

Smith, G.J. 1987. Pesticide use and toxicology in relation to wildlife: Organophosphate and carbamate compounds. Fish and Wildlife Services, U.S. Dept. Int. Washington, DC. Resource Publication 170. 128 p.

Smith, J.C., R. Cormier, J. Worms, C.J. Bird, M.A. Quilliam, R. Pocklington, R. Angus and L. Hanic. 1990. Toxic blooms of the domoic acid containing diatom *Nitzschia pungens* in the Cardigan River, PEI, in 1988. *In* Toxic Marine Phytoplankton. *Edited by* E. Granéli, B. Sundström, L. Edler, D.M. Anderson. Proceedings of the Fourth International Conference on Toxic Marine Phytoplankton. June 26-30, 1989. Lund, Sweden. p. 227-232.

Søballe, D.M. and B.L. Kimmel. 1987. A large-scale comparison of factors influencing phytoplankton abundance in rivers, lakes and impoundments. Ecology 68: 1943-1954.

Somers, G. 1998. Distribution and trends for the occurrence of nitrate in P.E.I. groundwaters. Proceedings of Workshop on Nitrate - Agricultural Sources and Fate in the Environment - Perspectives and Direction, Charlottetown, PEI. February 26, 1998.

Sommerfeldt, T.G., U.J. Pittman and R.A. Milne. 1973. Effect of feedlot manure on soil and water quality. J. Environ. Qual: 1071-1078.

Sommerfeldt, T.G. and C. Chang. 1985. Changes in soil properties under annual applications of feedlot manure and different tillage practices. Soil Sci. Soc. Am. J. 49: 983-987.

Sonzogni, W.C., S.C. Chapra, D.E. Armstrong and T.J. Logan. 1982. Bioavailability of phosphorus inputs to lakes. J. Environ. Qual. 11: 555-563.

Sosiak, A.J. and D.O. Trew. 1996. Pine Lake Restoration Project: Diagnostic Study (1992). Surface Water Assessment Branch, Technical Services and Monitoring Division, Alberta Environmental Protection.

Sosiak, A.J. 2000. Long-term response of periphyton and macrophytes to reduced municipal nutrient loading to the Bow River (Alberta, Canada). Alberta Environment draft report.

SPE [Service de la protection de l'environnement]. 1985. L'Urée. Direction des services techniques. Ottawa, Ont.

Spehar, R.L., A.E. Lemke, Q.H. Pickering, T.H. Roush, R.C. Russo and J.D. Yount. 1981. Effects of pollution on freshwater fish. J. Water Pollut. Contr. Fed. 53: 1028-1076.

Speijers, G.L.A., G.F. Van Went, M.E. Van Apeldoorn, G.K. Montizaan, J.A. Janus, J.H. Canton, C.A.M. Van Gestel, C.A. Van der Heijden, E. Heijna-Merkus, A.G.A.D. Knaap, R. Luttik and D. De Zwart. 1989. Integrated Criteria Document Nitrate. Appendix to Report No. 758473012. National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, The Netherlands. 39 p.

Squires, L. and A.G. Vander Valk. 1992. Water depth tolerances of the dominant emergent macrophytes of the Delta Marsh, Manitoba. Can. J. Bot. 70: 1860-1867.

Stanley Associates Engineering Ltd. 1992. Urban runoff quantification and contaminants loading in the Fraser River and Burrard Inlet. Prepared for the Fraser River Action Plan, Environment Canada. DOE FRAP Report No. 1993-19. 105 p.

Stanley, R.A. 1974. Toxicity of heavy metals and salts to Eurasian watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 2(4): 331-341.

Statistique Canada. 1992. L'équipement ménager. No. 64-202 au catalogue. Ottawa, Ont.

Statistique Canada. 1994. L'activité humaine et l'environnement 1994. Statistique Canada No. 11-528 au catalogue, Ottawa, Ont.

Statistique Canada. 1997a. Profil agricole du Canada. Ottawa, Ont.

Statistique Canada. 1997b. Aperçu historique de l'agriculture canadienne. Ottawa, Ont.

Statistique Canada. 1997c. L'équipement ménager. No. 64-202 au catalogue. Ottawa, Ont.

Statistique Canada. 1997d. Industries manufacturières du Canada, niveaux national et provincial 1996. No. 31-203-XPB au catalogue. Ottawa, Ont.

Statistique Canada. 1998a. Population. <www.statcan.ca/francais/Pgdb/People/Population/demo02_f.htm> (2 Nov. 1998).

Statistique Canada. 1998b. Enquête de l'industrie de la gestion des déchets: secteur des entreprises, 1995. Ottawa, Ont.

Steedman, R.J. 2000. Effects of experimental clearcut logging on water quality in three small boreal forest lake trout (*Salvelinus namaycush*) lakes. Can. J. Fish Aquat. Sci. 57 (Suppl. 2): 92-96.

Steen, I. 1998. Phosphorus availability in the 21st century: management of a non-renewable resource. Phosphorus & Potassium 217: 25–31. <www.nhm.ac.uk/mineralogy/phos/p&k217/steen.htm> (22 September 1999).

Steppuhn, H., E. Coxworth, J.A. Kernan, D.G. Green, J.E. Knipfel. 1994. Response of *Kochia scoparia* to nitrogen fertilization on a saline soil. Can. J. Soil. Sci. 74: 267-275.

Stewart A.R., G.A. Stern, W.L. Lockhart, A. Salki, M.P. Stainton, B.N. Billeck, R. Danell, J. Delaronde, N.P.Grift, T. Halldorson, K. Koczanski, A. MacHutcheon, B. Rosenburg, D. Savoie, D. Tenkula, G. Tomy and A. Yarachewski. 1999. The influence of the 1997 Red River flood on contaminant transport and fate in Southern Lake Winnipeg. A report to the International Joint Commission though the International Red River Basin Task Force.

Stewart, B.A. 1970. A look at agricultural practices in relation to nitrate accumulation. *In* Nutrient mobility in soils: accumulation and losses. *Edited by* O.P. Engelstad and M. Stelly. Special Publ. No. 4. Soil Sci. Soc. Amer. Inc., Madison WI.

Stillmeadow Laboratories. 1991. Summary of fire chemical toxicity tests: Fire-Trol LCA-R (raffinate). Data submitted to U.S. Forest survey. Sugarland, TX.

Stockner, J. and E. MacIsaac. 1996. British Columbia lake enrichment programme: Two decades of habitat enhancement for Sockeye salmon. Regulated Rivers: Res. Manage. 12: 547-561.

Stombaugh, D.P., H.S. Teague and W.L. Roller. 1969. Effects of atmospheric ammonia on the pig. J. Anim. Sci. 28: 844-856.

Stoner, R.D., W.H. Adams, D.N. Slatkin and H.W. Siegelman. 1989. The effects of single L-amino acid substitutions on the lethal potencies of microcystins. Toxicon. 27: 825-828.

Strain, P. 1998. Eutrophication capacity of Maritime inlets. *In* Proceedings of the Toxic Chemicals Progress and Directions Workshop. *Edited by* H. Vandermeulen. Department of Fisheries and Oceans. Hull, QC, October 1998.

Strain, P.M., D.J. Wildish and P.A. Yeats. 1995. The application of simple models of nutrient loading and oxygen demand to the management of a marine tidal inlet. Mar. Pollut. Bull. 30: 253-261.

Switzer-Howse, K.D. et D.R. Coote. 1984. Agriculture et conservation de l'environnement. Publication d'Agriculture Canada; no. 1772/F. Ottawa, Ont. 27 p.

Taylor, F.J.R., R. Haigh and T.F. Sutherland. 1994. Phytoplankton ecology of Sechelt Inlet, a fjord system on the British Columbia coast. II. Potentially harmful species. Mar. Ecol. Progr. Ser. 103: 151-164.

Taylor, L.A., P.M. Chapman, R.A. Miller and R.V. Pym. 1995. Victoria's Wastewater Discharges: Effects on the Marine Environment. CRD, 16 p.

Taylor, O.C. 1973. Oxidant Air Pollution Effects on a Western Coniferous Forest Ecosystem. Task C Report. University of California Statewide Air pollution research centre. Riverside CA, USA. 139 p pp.

Taylor, O.C. and F.M Eaton. 1966. Suppression of plant growth by NO_2. Plant Physiol. 41: 132-135.

Tchobanoglous, G. and F. Burton. 1991. Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse/ Metcalf & Eddy, Inc., 3rd ed. McGraw-Hill, New York. 1334 p.

Teal, J and M. Teal. 1969. Life and death of the salt marsh. Boston Little Brown, Boston, MA. 278 p.

Teshow, M. and F.K. Anderson. 1989. Plant stress from air pollution. John Wiley and Sons. New York. 283 p.

Thompson, D.R., G. Kats and E. Hensel. 1970. Effects of ambient levels of NO_2 on navel oranges. Environ. Sci. Tech. 5: 1017-1019.

Thomson, R.E. 1994. Physical oceanography of the Strait of Georgia-Puget Sound-Juan de Fuca Strait system. *In* Review of the Marine Environment and Biota of Strait of Georgia, Puget Sound and Juan de Fuca Strait: Proceedings of the BC/Washington Symposium on the Marine Environment, Jan. 13 & 14, 1994. *Edited by* R.C.H.Wilson, R.J. Beamish, F. Aitkens and J. Bell. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 1948. p. 36-100.

Thorp, S., R. Rivers and V. Pebbles. 1997. Impacts of Changing Land Use. State of the Lakes Ecosystem Conference 1996 Background Paper. Environment Canada and United States Environmental Protection Agency. EPA 905-R-97-015d.

3Rs Information Partnership (Ontario Ministry of Environment, CSR: Corporations Supporting Recycling, Recycling Council of Ontario, Association of Municipal Recycling Coordinators and the Solid Waste Association of North America). 1999. Municipal 3Rs in Ontario: 1997 Factsheet. <www.rco.on.ca/factsheet/fs_f08.html > (22 June 1999).

Thurston, J.M. 1969. The effect of liming and fertilizers on the botanical composition of permanent grassland and the yield of hay. *In.* Ecological Aspects of the Mineral Nutrition of Plants. *Edited by* I.H. Rouson. Blackwell Scientific Publication. Oxford, UK.

Thurston, R.V., G.R. Phillips, R.C. Russo and S.M. Hinkins. 1981. Increased toxicity of ammonia to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) resulting from reduced concentrations of dissolved oxygen. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 983-988.

Thurston, R.V., R.C. Russo and C.E. Smith. 1978. Acute toxicity of ammonia and nitrate to cutthroat trout fry. J. Amer. Fish. Soc. 107(2): 361-368.

Thurston, R.V.M.S., R.C. Russo and G. Phillips. 1983. Acute toxicity of ammonia to rainbow trout and fathead minnows. Trans. Amer. Fish. Soc. 112: 705-711.

Tilman, D. 1986. Biodiversity: population versus ecosystem stability. Ecology. 77: 350-363.

Tilman, D. 1987. Secondary succession and the pattern of plant dominance along experimental nitrogen gradients. Ecol. Monogr. 57: 189-214.

Tilman, D. and J.A. Downing. 1994. Biodiversity and stability in grasslands. Nature. 367:363-365.

Todd, B.J., C.F.M. Lewis, L.H. Thorleifson, and E. Neilson, *Eds.* 1996. Lake Winnipeg Project: cruise report and scientific results; Geological Survey of Canada Open File 3113, 656pp.

Todd, E.C.D. 1990. Amnesic shellfish poisoning- a new seafood toxin syndrome. *In* Toxic marine phytoplankton. *Edited by* E. Granéli, B. Sundström, L. Edler, D.M Anderson. Proceedings of the Fourth International Conference on Toxic Marine Phytoplankton. June 26-30, 1989. Lund, Sweden. p. 504-508.

Tomasso, J.R. and G.J. Carmichael. 1986. Acute toxicity of ammonia, nitrite, and nitrate to the Guadalupe Bass, *Micropterus treculi.* Bull. Environ. Contam. Toxicol. 36: 866-870.

Townsend, A.R., B.H. Braswell, E.A. Holland and J.E. Penner. 1996. Spatial and temporal patterns in terrestrial carbon strorage due to deposition of fossil fuel nitrogen. Ecol. Appl. 6: 806-814.

Trama, F.B. 1954. The acute toxicity of some salts of sodium, potassium and calcium to the common bluegill (*Lepomis marochirus* Rafinesque). Proc. Acad. Nat. Sci. Philadelphia 106: 185-205.

Transport Canada. 1972. Manuel sur le déneigement et le déglaçage. Ottawa, Ont. *Cité dans* Transport Canada 1990.

Transport Canada. 1990. Effet sur l'environnement de l'utilisation de l'urée sur les pistes des aéroports. Direction de la sécurité et des services techniques. Ottawa, Ont. TP 10069F. 41 p. + Appendices.

Transport Canada. 1994. Comparaison de l'impact environnemental de l'emploi de l'urée, de l'acetate de potassium, de l'acetate de magnésium et de calcium et du formiate de sodium pour le dégivrage des pistes à l'aéroport international d'Halifax. Direction de la sécurité et des services techniques. Ottawa, Ont. TP 12285F. 49 p.

Tsujl, K., S. Nalto, F. Kondo, N. Ishikawa, M.F. Watanabe, M. Suzki and K-I Harada. 1994. Stability of microcystins form cyanobacteria: effect of light on decomposition and isomerization. Environ. Sci. Tech. 28: 173-177.

Turek, B., D. Hlavsova, J. Turek, J. Waldman and J. Cerna. 1980. The fate of nitrates and nitrites in the organisms. IARC Sci. Publ. 31: 625-641.

Ueno, Y., Y. Makita, S. Negata, T. Tsutsumi, F. Yoshida, S-I. Tamura, M. Sekijima, F. Tashiro, T. Harada and T. Yoshida. 1999. No chronic oral toxicity of a low dose of microcystin-LR, a cyanobacterial hepatotoxin, in female BALB/ c mice. Environ. Toxicol. 14: 45-55.

UK Environment Agency. 1998. Aquatic eutrophication in England and Wales. Environmental Issues Series, Environment Agency, Bristol, UK.

UMA Engineering Ltd. 1993. Sewer use control for Fraser River Basin and Burrard Inlet Drainage Basin. Environment Canada, Conservation and Protection, Vancouver, BC. Fraser River Action Plan Report. 84 p.

UMA Engineering Ltd. 1994. Inventory of Municipal Stormwater Discharges within the Fraser River Estuary. Environment Canada, Pacific and Yukon Region, Vancouver, BC. Fraser River Action Plan Report 1993-38.

UMA Engineering Ltd. 1995. Combined Sewer Overflow Inventory for the Fraser River Basin and Burrard Inlet. Environment Canada, Pacific and Yukon Region, Vancouver, BC. Fraser River Action Plan Report 1993-21.

Urban, N.R. and S.E. Bayley. 1986. The acid-base balance of peatland: a short term perspective. Water Air Soil Pollut. 30: 791-800.

Urban, N.R. and S.J. Eisenreich. 1988. N cycling in a forested Minnesota Bog. Can. J. Bot. 66: 435-449.

US Census Bureau. 1998. US Census Bureau: The Official Statistics. Population Topics. <www.census.gov/ftp/pub/population/www/>.

USDA (United States Department of Agriculture). 1997. Agricultural Resources and Environmental Indicators, 1996-1997. Economic Research Service, Natural Resources and Environment Division, US Department of Agriculture, Agricultural Handbook No. 712, Washington, DC.

US Department of Agriculture. 1992. Agricultural waste waste mangement field handbook. National engineering handbook. Soil Conservation Service.

USEPA [U.S. Environmental Protection Agency]. 1974. Urban stormwater management and technology: An assessment. USEPA, Cincinnati, Ohio, Rept. EPA-670/2-74-040.

USEPA [U.S. Environmental Protection Agency]. 1983. Results of the nationwide urban runoff program: Volume I-final report. Water Planning Division, U.S. Environmental Protection Agency, NTIS PB84-185552.

USEPA [U.S. Environmental Protection Agency]. 1994a. National water quality inventory: 1994 report to Congress. EPA841-R-95-005. Washington, D.C.

USEPA [U.S. Environmental Protection Agency]. 1994b. National water quality inventory: 1994 report to Congress, appendixes. EPA841-R-95-006. Washington, D.C.

USEPA [U.S. Environmental Protection Agency]. 1998a. National strategy for the development of regional nutrient criteria. USEPA Rept. EPA 822-R98-002.

USEPA [United States Environmental Protection Agency]. 1998b Our nation's waters: Summary of the national water quality inventory. Report to Congress EPA 841-S00-001.

Usher, R. and J. Scarth. 1990. Alberta's wetlands: Water in the bank! ECA 90-PA/CS-514. Environmental Council of Alberta, Edmonton, AB. 37 p.

Vaithiyanathan, P., C.J. Richardson, G.R.G. Kavanaugh, C.R. Craft and T. Barkay. 1996. Relationship of eutrophication to the distribution of mercury and the potential for methyl mercury production in the peat soils of the Everglades. Environ. Sci. Tech. 30: 2591-2597.

Valiela, I. and J.M. Teal. 1979. The N budget of a salt marsh ecosystem. Nature 280: 653-656

Valiela, I., J.M. Teal and W.J. Sass. 1975. Production and dynamics of salt marsh vegetation and the effects of experimental treatment with sewage sludge: biomass, production, and species composition. J. Appl. Ecol. 12: 973-982.

Van der Eerden, L.J.M. 1982. Toxicity of ammonia to plants. Agr. Environ. 7: 223-235.

Van der Eerden, L.J.M., T.A. Duek, J.J.M. Berdowski, H. Greven and H.F. Van Dobben. 1991. Influence of NH_3 and $(NH_4)_2SO_4$ on heathland vegetation. Acta. Bot. Neerl. 40: 281-296.

Van Dijk, H.F.G. and J.G.M. Roelofs. 1988. Effects of excessive ammonium deposition on the nutritional status and condition of pine needles. Physiol Plant. 73: 494-501.

Van Haut, H. and B. Prinz. 1979. Evaluation of relative phytotoxicity of organic air pollutants in the LIS short-term test. Stau Reinhalt Luft. 39: 408-413.

Van Leeuwen, J.A. 1998. Human and animal health implications of elevated nitrate intake. *In* Proceedings of Workshop on Nitrate - Agricultural Sources and Fate in the Environment - Perspectives and Direction, Charlottetown, February 26, 1998.

Verhoeven, J.T.A. and M.B. Schmitz. 1991. Control of plant growth by nitrogen and phosphorus in mesotrophic fens. Biogeochem. 12: 135-148.

Vermeer, H.J.G. 1986. The effect of nutrients on shoot biomass and species composition of wetland and hayfield communities. Acta. Ecol. Plant. 7: 31-41.

Vermeer, J.G. and F. Berendse. 1983. The relationship between nutrient availability, shoot biomass and species richness in grassland and wetland communities. Vegetation. 53: 121-126.

Vézina, C. 1997. Ammonia Emission Inventory, 1995. Environment Canada. Unpublished data.

Vincent, P., G. Dubois and H. Leclerc. 1983. Nitrate in drinking water and cancer mortality. Epidemiological study in the north of France. Rev. Epidemiol. Santé Publique. 31: 199-214.

Vitt, I.J., J.P. Caldwell, H.M. Wilbur and D.C. Smith. 1990. Amphibians as harbingers of decay. Bioscience 40: 418.

Vitousek, P.M., J.D. Aber, R.W. Howarth, G.E. Likens, P.A. Matson, D.W. Schindler, W.H. Schlesinger and D.G. Tilman. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. Ecol. Appl. 7: 737-750.

Vitousek, P.M. and R.W. Howarth. 1991. Nitrogen limitation on land and in the sea: how can it occur? Biogeochem. 13: 87-115.

Vogel J., E. Royal and V. Snoeyink. 1997. Zebra mussels linked to taste, odor problems. American Water Works Association. Opflow 23: 1, 4-5.

Vogelsang, G.F. and D.B. Kent. 1997. Shallow groundwater survey summary report. Report prepared by Clifton Associates Ltd. for Saskatchewan Environment and Resource Management, Regina.

Vollenweider, R.A. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33:53-83.

Vollenweider, R.A. 1992: Coastal marine eutrophication: principles and control. *In* Marine Coastal Eutrophication: The Response of Marine Transitional Systems to Human Impact: Problems and Perspectives for Restoration, Proceedings of an International Conference, Bologna, Italy, 21-24 March 1990. *Edited by* R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Sci. Total Environ (1992 Suppl.): 1-20.

Vollenweider, R.A., A. Rinaldi and G. Montanari. 1992. Eutrophication, structure and dynamics of a marine coastal system: results of ten-year monitoring along the Emilia-Romagna coast (Northwest Adriatic Sea). *In* Marine Coastal Eutrophication: The Response of Marine Transitional Systems to Human Impact: Problems and Perspectives for Restoration, Proceedings of an International Conference, Bologna, Italy, 21-24 March 1990. *Edited by* R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Sci. Total Environ (1992 Suppl.): 63-106.

Vyas, N.B., J.W. Spann, W.N. Beyer and E.F. Hill. 1994. Toxicity of fire retardant chemicals to wildlife species. *In* Foam Applications for Wildland and Urban Fire Management. *Edited by* National Wildfire Coordinating Group and Canadian Committee on Forest Fire Management. International wildland fire foam symposium and workshop, Thunder Bay, ON. May 3-7, 1994. 24 p.

Waller, D.H. and W.C. Hart. 1986. Solids, nutrients, and chlorides in urban runoff. *In* Urban Runoff Pollution. *Edited by* H.C. Torno, J. Marsalke and M. Desbordes. NATO ASI (Advanced Science Institute) Series G: Ecological Sciences Vol. 10. Springer-Verlag, Berlin. p. 59-85.

Ward, P. 1992. Wetlands of the Fraser River Lowlands, 1989: Summary Report. Technical report series No. 156. Canadian Wildlife Service, Pacific and Yukon Region, BC. 36 p.

Warman, P.R. 1997. Alternative amendments in agriculture: overview of their characteristics and use. *In* Alternative Amendments in Agriculture. Proceedings of the Joint Symposium on Alternative Amendments in Agriculture. *Edited by* P.R Warman. Agricultural Institute of Canada, Truro, NS, 1997.

Wassenaar, L.I. 1995. Evaluation of the origin and fate of nitrate in the Abbotsford Aquifer using the isotopes ^{15}N and ^{18}O in NO_3^-. Appl. Geochem.10: 391-405.

Watson, S. and E. McCauley. 1988. Contrasting patterns of net- and nannoplankton production and biomass among lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45:915-920.

Watson, S., E. McCauley and J. Downing. 1997. Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of differing nutrient status. Limnol. Oceanogr. 42: 486-495.

Watson, S., B. Brownlee, T. Satchwill, and E. McCauley 1999. The use of solid phase microextraction (SPME) to monitor for major organoleptic compounds produced by chrysophytes in surface waters. Wat. Sci. Technol. 40:251-256

Watson, S., B. Brownlee, T. Satchwill. and E. Hargesheimer. 2000. Quantitative analysis of trace levels of geosmin and MIB in source and drinking water using headspace SPME. Water. Res. 34:2818-2828

Watt, P.J. and R.S. Oldham. 1995. The effect of ammonium nitrate on the feeding and development of larva of the smooth newt, *Triturus vulgaris* (L), and on the behavior of its food source, *Daphnia*. Freshwat. Biol. 33 (2): 319-324.

Webber. M.D. 2000. Study 11 – Industrial organic compunds in selected Canadian municipal sludges and agricultural soils. <res.agr.ca/lond/pmrc/nscp/sqep.html#Study11> (January 31, 2000).

Webber, M.D. and T.E. Bates. 1997. Municipal sewage sludge use on agricultural land. *In* Alternative Amendments in Agriculture. Proceedings of the Joint Symposium on Alternative Amendments in Agriculture. *Edited by* P.R. Warman. Agricultural Institute of Canada, Truro, NS, 1997.

Webster, J.R. and B.C. Patten. 1979. Effects of watershed perturbation on stream potassium and calcium dynamics. Ecol. Monogr. 49: 51-72.

Wedeles, C.H.R., J.D. Meisner et M.J. Rose. 1992. Une orientation pour la recherche scientifique sur les terres humides au Canada. Wetland Research Centre. Waterloo, ON. 35 p.

Wedemeyer, G.A. and W.T. Yasatake. 1978. Prevention and treatment of nitrite toxicity in juvenile steelhead trout (*Salmo gairdneri*). J. Fish. Res. Bd. Can. 35: 822-827.

Wederkinch. E. 1988. Population size, migration barriers, and other feathers of *Rana dalmatina* populations near Koge, Zealand, Denmark. Memo. Soc. Fauna Flora Fenn. 64: 101-103.

Weetman, G.F., Krause, H.H., Koller, E. and Veilleux, J.M. 1987. Interprovincial forest fertilization trials 5- and 10-year results. For. Chron. 63: 184-192.

WEF [Water Environment Federation]. 1998. Biosolids: A Short Explanation and Discussion. WEF/U.S. EPA Biosolids Fact Sheet Project. Water Environment Web: <www.wef.org/docs/biofact/explanation.html>.

Weisner, S.E.B., J.A. Strand and H. Sandsten. 1997. Mechanisms regulating abundance of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes. Oecologia 109: 592-599.

Weiss, G. 1986. Hazardous Chemicals Data Book, 2nd ed. Noyes Data Corporation, Park Ridge, New Jersey. 1069 p.

Welch, E.B. 1992. Ecological Effects of Wastewater: Applied Limnology and Pollutant Effects, 2nd ed. Chapman and Hall, London. 425 p.

Welch, H.E. and J.A. Legault. 1986. Precipitation and chemistry limnology of fertilized and natural lakes at Saqvaqjuac, Northwest Territories. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 1104-1134.

Wellburn, A.R., J. Wilson and P.H. Aldridge. 1980. Biochemical responses on nitric oxide polluted atmosphere. Environ. Pollut. A22: 219-228.

Wellburn, A.R., C. Higginson, D. Robinson and C. Walmsey. 1981. Biochemical explanation of more than additive inhibitory low atmospheric levels of SO_2 and NO_2 upon plants. New Phytol. 88: 223-237.

West, E.S., W.R. Todd, H.S. Mason and J.T. Van Bruggen. 1966. Textbook of biochemistry, 4th ed. MacMillan Co., New York.

West, P., T.M. Fyles, B. King and D.C. Peeler. 1994. The effects of human activity on the marine environment of the Georgia Bas*In* Present waste loadings and future trends. *In* Review of the Marine Environment and Biota of Strait of Georgia, Puget Sound and Juan de Fuca Strait: Proceedings of the BC/Washington Symposium on the Marine Environment, Jan. 13 & 14, 1994. *Edited by* R.C.H. Wilson, R.J. Beamish, F. Aitkens and J. Bell. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 1948. p. 9-35.

Westin, D.T. 1974. Nitrate and nitrite toxicity to salmonid fishes. Prog. Fish. Cult. 36: 86-89.

Wetzel, R.G. 1983. Limnology, 2nd ed. Saunders College Publishing, Fort Worth, TX. 767 p.

Whelan, B. R. and Z. T. Titmanis. 1982. Daily chemical variability of domestic septic tank effluent. Water Air Soil Pollut. 17: 131-139.

Whillans, T. 1996. Historical and comparative perspectives on rehabilitation of marshes as habitat for fish in the lower Great Lakes basin. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53 (Suppl. 1): 56-66.

Wicks, R.J. and P.J. Thiel. 1990. Environmental factors affecting the production of peptide toxins in floating scums of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* in a hypereutrophic African Reservoir. Environ. Sci. Tech. 24: 1413-1418.

Wildish, D.J., V. Zitko, H.M. Akagi and A.J. Wilson. 1990. Sedimentary anoxia caused by salmonid mariculture wastes in the Bay of Fundy and its effects on dissolved oxygen in seawater. *In* Proceedings from the Canada-Norway Finfish Aquaculture workshop, Sept. 11-14, 1989. St. Andrews, NB Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 1761. p. 11-18.

Wildish, D.J., P.D. Keizer, A.J. Wilson and J.L. Martin. 1993. Seasonal changes of dissolved oxygen and plant nutrients in seawater near salmonid net pens in the macrotidal Bay of Fundy. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50: 303-311.

Wilhelm, S.R., S.L. Schiff and W.D. Robertson. 1994a. Chemical fate and transport in a domestic septic system: unsaturated and saturated zone geochemistry. Environ. Toxicol. Chem. 13: 193-203.

Wilhelm, S.R., S.L. Schiff and J.A. Cherry. 1994b. Biogeochemical evolution of domestic wastewater in septic systems, 1. Conceptual model. Ground Water 32: 905-916.

Williams, M.C. 1989. Accumulation of nitrate by annual goldeneye and showy goldeneye. J. Range Mgmt. 42(3): 196-198.

Williamson, D.A. 1983. Surface water quality management proposal. Vol. 1. Surface Water Quality Objectives. Water Standards and Studies Report No, 83-2. Manitoba Department of Environment and Workplace Safety and Health, Winnipeg, MB.

Williamson, D.A. 2000. Manitoba Water Quality Standards, Objectives, and Guidelines. Water Quality Management Section. Manitoba Conservation Winnipeg, MB. . 75 p. Draft, April 20. 2000.

Willis, A.J. 1963. Bruanton Burrows: the effects of the vegetation of the addition of mineral nutrients to dune soils. J. Ecol. 51: 353-374.

Wilson, E.J. 1992. Foliar uptake and release of inorganic nitrogen compounds in *Pinus sylvestris* L. and *Picea abis* (L) Karst. New Phytol. 120: 407-416.

Wilson, S.D. and P.A. Keddy. 1988. Species richness, survivorship, and biomass accumulation along an environmental gradient. Oikos. 53: 375-380.

Wingsle, G., T. Näsholm, T. Lundmark and A. Ericsson. 1987. Induction of nitrate reductase in needles of Scots pine seedlings by NO_x and NO_3. Physiol. Plant. 70: 399-403.

Winnipeg Web. 1999. Combined Sewers and River Quality <www.mbnet.mb.ca/city/html/services/browater/sewers.htm> (24 March 1999).

Winterbourn, M.J. 1990. Interactions among nutrients, algae and invertebrates in a New Zealand mountain stream. Freshwat. Biol. 23: 463-474.

Wisheu, I.C. and P.A. Keddy. 1994. The low competitive ability of Canada's Atlantic coastal plain shoreline flora: Implications for conservation. Biol. Conser. 68: 247-252.

Wisheu, I.C., P.A. Keddy, D.R.J. Moore, S.J. McCanny and C.L. Gaudet. 1991. Effects of eutrophication on wetland vegetation. *In* Proceedings of an International Symposium. Wetlands of the Great Lakes: Protection and Restoration Policies; Status of the Science. *Edited by* J. Kusler and R. Smardon. Niagara Falls, N.Y. May 16-18, 1990. Managers, Inc. N.Y. p. 112-121.

Wohlgemuth, K. and H.H. Casper. 1992. Nitrate poisoning of livestock. Nrth Dakota State University. Fango, North Dakota. U.S. Web page:<iaia.ext.nodak.edu/extpubs/ansci/livestoc/v839w.htm.>

Wollenweber, B. and J.A. Raven. 1993. Implications of nitrogen acquisition from atmospheric ammonia for acid-base and cation-anion balance in *Lolium perenne*. Physiol. Plant. 89: 519-523.

Wright, J.L.C., R.K. Boyd, A.S.W. De Freitas, M. Falk, R.A. Foxall, W.D. Jamieson,. M.V. Laycock, A.W. McColloch, A.G. McInnes, P. Odense, V. Pathak, M.A. Quilliam, M.A. Ragan, P.G. Sim, P. Thibault J.A. Walter, M. Gilgan, D.J.A. Richard and D. Dewar. 1989. Identification of domoic acid, a neuroexcitatory amino acid, in toxic mussels from eastern Prince Edward Island. Can. J. Chem. 67: 481-490.

Wrona, F.J., W.D. Gummer, K.J. Cash and K. Crutchfield. 1996. Cumulative impacts within the northern river basins. Northern River Basins Study, Environment Canada and Alberta Environmental Protection, Edmonton, AB. Synthesis Report No. 11.

Wyman, R.L. 1990. What's happening to the amphibians?. Conser. Biol. 4(4): 350-352.

Xu, Q. and R.S. Oldham. 1997. Lethal and sublethal effects of nitrogen fertilizer ammonium nitrate on a common toad (*Bufo bufo*) tadpoles. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 32: 298-303.

Yang, Y.S., J.M. Skelly and B.I. Chevonne. 1983. Effects of pollutant combinations at low doses on growth of forest trees. Aquilo. Ser. Bot. 19: 406-418.

Yangdong, P. and R.L. Lowe. 1995. The effects of hydropsychid colonization on algal response to nutrient enrichment in a small Michigan stream, U.S.A. Freshwat. Biol. 33: 393-400.

Yaremcio, B. 1991. Nitrate poisoning and feeding nitrate feeds to livestock. Government Report # 08. Alberta Livestock Branch. Edmonton, AB. 7 p.

Zebarth, B.J. and J.W. Paul. 1995. Impact of changes in Agricultural Land Use on Nitrogen Loading to the Abbotsford Aquifer. Pacific Agriculture Research Centre. Technical Report 199. Agriculture and Agri-Food Danada. Agassiz, B.C.

Zebarth, B.J., B. Hii, H. Liebscher, K. Chipperfield, J.W. Paul, G. Grove and S.Y. Szeto. 1998. Agricultural land use practices and nitrate contamination in the Abbotsford Aquifer, British Columbia, Canada. Agr. Ecosys. Environ. 69: 99-112.

Zebarth. B.J., J.W. Paul and K. Chipperfield. 1999. Nutrient losses to a soil from field storage of solid poultry manure. Can. J. Soil Sci. 79: 183-189.

Annexes

Annexe 1. Quantités d'azote et de phosphore appliquées dans l'engrais au Canada, 1981-1996. Les données sur les quantités proviennent d'Agriculture et Agroalimentaire Canada (1998) et les données sur les superficies traitées, de Statistique Canada (19997a).

Province	Année	Superficies traitées (ha)	Quantités d'azote appliquées (t)	Quantités de phosphore appliquées (t)
Terre-Neuve	1981	4 414		
	1986	4 757		
	1991	5 434		
	1996	6 464		
Î.P.-É.	1981	107 442		
	1986	113 297		
	1991	102 117		
	1996	119 541		
Nouvelle-Écosse	1981	88 537		
	1986	85 043		
	1991	82 267		
	1996	88 552		
Nouveau-Brunswick	1981	75 997		
	1986	84 048		
	1991	78 136		
	1996	90 740		
Atlantique	1981	276 390	19 000	9 159
	1986	287 145	21 157	8 694
	1991	267 954	23 336	9 177
	1996	305 297	26 229	9 909
Québec	1981	1 105 4	61 400	26 230
	1986	1 189 2	89 443	33 175
	1991	996 722	91 760	28 263
	1996	991 062	88 207	25 302
Ontario	1981	2 533 8	205 600	65 833
	1986	2 591 1	213 916	58 432
	1991	2 273 4	174 860	43 913
	1996	2 407 5	173 884	43 132
Manitoba	1981	3 196 4	154 448	39 526
	1986	3 726 3	235 960	45 334
	1991	3 688 3	259 890	44 554
	1996	3 830 3	312 350	51 838
Saskatchewan	1981	5 525 8	167 734	60 223
	1986	8 125 0	317 800	79 781
	1991	7 654 5	247 346	57 491
	1996	10 015 6	517 829	93 058
Alberta	1981	5 505 1	302 154	66 488
	1986	6 854 8	308 908	66 478
	1991	6 349 8	337 094	60 277
	1996	7 031 4	430 782	69 327
Prairies	1981	14 227 4	624 336	166 237
	1986	18 706 2	862 668	191 593
	1991	17 692 7	844 330	162 322
	1996	20 877 4	1 260 961	214 223
Colombie-Britannique	1981	362 105	27 485	5 654
	1986	374 186	33 537	7 003
	1991	330 937	23 477	4 950
	1996	361 320	26 922	4 706
Canada	1981	18 505 2	937 821	273 113
	1986	23 147 9	1 220 721	298 897
	1991	21 561 8	1 157 763	248 626
	1996	24 942 6	1 576 203	297 272

Annexe 2. Coefficients de production d'azote (N) et de phosphore (P) dans le fumier par type d'animal par province.

		T.-N.[1]	Î.P.É[1]	N.É.[2]	N.-B.[3]	Qc[4]	Ont.[5]	Man.[6]	Sask[7]	Alb.[8]	C.-B.[9]
N	(kg/animal/an)										
Bovins laitiers	Taureaux	-	-	-	-	32,1	-	-	93,1	106,5	112,0
	Vaches	88,7	88,7	88,7	98,4	55,7	64	98,6	93,1	106,5	116,0
	Génisses	40,7	40,7	40,7	-	21,4	-	46,4	69,8	32,0	42,0
	Bouvillons	-	-	-	-	8,6	-	11,7	21,0	2,2	20,0
	Veaux	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,7
Bovins de bouch.	Taureaux	-	-	-	-	23,6	-	58,4	58,4	23,2	112,0
	Vaches	65,0	65,0	65,0	67,0	32,1	32	58,4	58,4	23,2	78,0
	Génisses	40,1	40,1	40,1	44,6	19,3	-	55,9	43,4	11,8	44,0
	Bouvillons	-	-	-	-	21,4	-	55,8	55,8	11,8	50,0
	Veaux	-	-	-	-	7,5	-	31,0	15,7	4,6	20,0
Porcs	Verrats	3,3	3,3	3,3	11,4	5,5	11	12,8	12,0	16,4	24,3
	Truies	14,6	14,6	14,6	14,6	14,8	16	21,6	12,0	22	18,3
Volaille	Poulets	0,31	0,31	0,31	0,60	0,98	0,35	0,53	0,60	0,30	0,60
	Dindons	0,75	0,75	0,75	0,77	2,70	-	0,75	0,82	0,43	0,86
	Pondeuses	0,51	0,51	0,51	0,51	1,49	0,53	0,73	-	0,98	0,80
	Poulettes	0,15	0,15	0,15	0,15	-	-	0,24	-	0,34	0,34
P	(kg/animal/an)										
Bovins laitiers	Taureaux	-	-	-	-	9,0	-	-	16,0	21,3	20,1
	Vaches	13,1	13,1	13,1	13,1	15,7	12,9	21,1	16,0	21,3	13,1
	Génisses	5,3	5,3	5,3	5,3	6,0	-	7,1	12,0	6,4	47,2
	Bouvillons	-	-	-	-	2,4	-	2,4	3,6	0,4	21,9
	Veaux	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,0
Bovins de bouch.	Taureaux	-	-	-	-	6,6	-	19,5	19,5	6,6	20,1
	Vaches	21,7	21,7	21,7	21,7	9,0	6,5	19,5	19,5	6,6	13,5
	Génisses	13,4	13,4	13,4	13,4	5,4	-	14,8	11,5	3,3	14,4
	Bouvillons	-	-	-	-	6,0	-	14,8	14,8	3,3	16,2
	Veaux	-	-	-	-	2,1	-	8,2	4,1	1,3	21,9
Porcs	Verrats	1,1	1,1	1,1	1,1	1,7	2,6	4,2	4,1	4,2	7,5
	Truies	4,8	4,8	4,8	4,8	5,4	3,9	7,1	4,1	6,0	5,6
Volaille	Poulets	0,10	0,10	0,10	0,10	0,19	0,07	0,15	0,07	0,09	0,23
	Dindons	0,28	0,28	0,28	0,28	0,51	-	0,24	0,11	0,14	0,27
	Pondeuses	0,19	0,19	0,19	0,19	0,28	0,18	0,17	-	0,44	0,23
	Poulettes	0,06	0,06	0,06	0,06	-	-	0,06	-	0,09	0,10

[1] Département de l'Agriculture des États-Unis (1992)
[2] Brenton et Mellish (1996)
[3] Ministère de l'Agriculture et de l'Aménagement rural du Nouveau-Brunswick (1997)
[4] Robert (1993)
[5] Fraser (1985)
[6] Ministère de l'Agriculture du Manitoba (1994)
[7] Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation de la Saskatchewan (1997)
[8] Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et du Développement rural de l'Alberta (2000)
[9] Brisbin (1995)

Annexe 3. Quantités d'azote et de phosphore appliquées dans le fumier au Canada, 1991 et 1996. Ces quantités résultent de la multiplication du nombre d'animaux dans chaque province (données de Statistique Canada 1997b) par la teneur en azote et en phosphore du fumier pour chaque province (données de l'annexe 2). Les données sur les superficies traitées proviennent de Statistique Canada (1997a).

Province	Année	Superficies traitées (ha)	Quantités d'azote appliquées (t)	Quantités de phosphore appliquées (t)
Terre-Neuve	1991	3 258	754	283
	1996	4 316	707	266
Î.P.-É.	1991	26 028	3 542	1 172
	1996	32 453	3 484	1 130
Nouvelle-Écosse	1991	39 786	5 309	1 827
	1996	45 871	5 183	1 785
Nouveau-Brunswick	1991	29 881	5 111	1 321
	1996	34 804	5 073	1 288
Région atlantique	1991	98 953	14 716	4 602
	1996	117 444	14 446	4 469
Québec	1991	537 806	70 726	27 879
	1996	672 313	76 513	29 717
Ontario	1991	645 463	100 806	33 866
	1996	734 088	99 032	33 133
Manitoba	1991	162 337	63 096	15 015
	1996	208 796	45 468	18 450
Saskatchewan	1991	244 548	35 900	12 983
	1996	285 816	42 561	15 158
Alberta	1991	359 841	47 304	22 879
	1996	475 390	80 175	22 680
Prairies	1991	766 726	194 553	63 702
	1996	970 002	234 742	71 875
Colombie-Britannique	1991	78 208	23 866	15 106
	1996	85 133	25 612	15 696
Canada	1991	2 127	404 667	145 155
	1996	2 578	450 345	154 890

Annexe 4. Taux de fixation de l'azote atmosphérique par les légumineuses et quantité d'azote retirée dans les récoltes de légumineuses au Canada. Données fournies par F. Selles et R. Lemke, d'Agriculture et Agroalimentaire Canada (communications personnelles).

Légumineuses	**Taux de fixation de l'azote (kg/ha/j)**	**Quantité d'azote retirée dans les récoltes Est du Canada (kg N/ t récoltées)**	**Quantité d'azote retirée dans les récoltes Ouest du Canada (kg N/ t récoltées)**
Luzerne			24
Soja	70	65	
Haricots secs	30	42	
Pois chiches	52,5		
Trèfle (diverses variétés)	100		24
Mélilot	67		24
Féverole	80		37
Lentilles	56		44
Pois de grande culture	90		37
Foin de légumineuses	90	26	
Pois maraîcher		25	
Haricots verts		25	

Glossaire[1]

[1] Sauf indication contraire, les définitions sont tirées de Gouvernement du Canada (1996). Les termes en italiques sont définis ailleurs dans le glossaire.

A

agriculture intensive. Production agricole de grande échelle sur une superficie terrestre relativement petite.

anoxie. Absence de l'oxygène nécessaire au maintien de la plupart des formes de vie. Dans les écosystèmes *aquatiques*, désigne l'absence d'oxygène dissous dans l'eau.

aquatique. Relatif aux écosystèmes tant marins que d'eau douce (dulcicoles).

azote ammoniacal. Azote sous forme d'ammoniac (NH_3). Voir aussi *fixation d'azote*.

B

bactéries coliformes. Groupe de bactéries que l'on trouve surtout dans les intestins des êtres humains et des animaux à sang chaud. Le groupe des coliformes est souvent utilisé comme indicateur de la qualité sanitaire de l'eau, puisque l'ingestion de ces bactéries avec l'eau de boisson peut transmettre des maladies telles que le choléra.

bassin de drainage. Voir *bassin hydrographique*.

bassin hydrographique (syn. : **bassin de drainage**, **bassin versant**). Région terrestre drainée par un cours d'eau.

benthique. Qui concerne le fond des eaux, qui vit sur ou dans le fond des eaux. Voir aussi *benthos*.

benthos. Ensemble des organismes vivant au fond de l'eau.

bioassimilable. Se dit de la forme physique ou chimique sous laquelle une substance peut être assimilée telle quelle par un organisme.

C

chaîne alimentaire. Relation d'ordre alimentaire, dans un écosystème, selon laquelle l'énergie et les éléments nutritifs sont transférés d'un maillon à l'autre, les organismes d'un maillon se nourrissant des organismes du maillon qui précède et servant de nourriture à ceux du maillon suivant. Chaque niveau de la chaîne alimentaire est aussi appelé *niveau trophique*. Le premier niveau trophique se compose des plantes vertes qui utilisent la photosynthèse, tirant ainsi leur énergie du Soleil. Voir aussi *réseau trophique*.

charges. Masse totale des polluants reçus par une masse d'eau ou par la surface terrestre en un intervalle déterminé (p. ex., nombre de tonnes de phosphore par année).

composés organiques. Composés carbonés qui contiennent habituellement de l'hydrogène, avec ou sans oxygène, azote ou autres éléments. À l'origine, le terme organique signifiait « d'origine végétale ou animale »; on l'emploie encore parfois dans ce sens. Par exemple, « déchets organiques » peut désigner les restes d'aliments, le fumier, les eaux usées, les feuilles de végétaux, etc.; « engrais organique », le fumier; « dépôts organiques », la tourbe ou d'autres éléments végétaux dans le sol; « éléments nutritifs organiques », les éléments nutritifs dérivés de végétaux dégradés. Toutefois,

comme les êtres humains produisent régulièrement des composés organiques, le terme organique désigne également des composés organiques synthétiques. Ainsi, on parle de « pollution organique » (qui peut comprendre les composés organiques anthropiques toxiques).

concentration efficace moyenne (CE_{50}). Concentration d'un agent stressant qu'on estime capable de produire une réaction biologique déterminée autre que la mort chez 50 % des individus d'une population d'organismes témoins en un intervalle donné (p. ex., l'inhibition de la locomotion de 50 % des individus d'une population de *Daphnia* en 48 heures). Voir aussi *concentration létale moyenne*.

concentration létale moyenne (CL_{50}). Concentration d'un agent stressant qu'on estime capable de produire la mort chez 50 % des individus d'une population d'organismes témoins en un intervalle donné (p. ex., CL_{50} en 96 heures). Voir aussi *concentration efficace moyenne*.

concentration sans effet observé (CSEO). Dose ou concentration maximale utilisée dans un essai de toxicité qui n'indique aucun effet statistiquement significatif chez les organismes exposés par rapport à des organismes témoins.

contamination. Introduction dans un écosystème de toute substance physique, chimique ou biologique étrangère dont la présence est indésirable. Ne sous-entend pas d'effet (voir *pollution*). Désigne généralement l'introduction de substances d'origine anthropique.

cycle hydrologique (syn. : **cycle de l'eau**). Cycle complet des processus par lesquels l'eau atteint la surface de la Terre par les précipitations atmosphériques et passe par les phases de transport et d'accumulation à la surface avant de retourner dans l'atmosphère par évaporation et évapotranspiration.

D

DBO. Voir *demande biochimique en oxygène*.

demande biochimique en oxygène (DBO). Mesure de la quantité d'oxygène consommée par l'oxydation biochimique des composés organiques et azotés durant une période, à une température et dans des conditions données. Habituellement, cette mesure est effectuée à 20°C pendant cinq jours.

E

eau souterraine. Eau présente dans le sous-sol et servant à l'alimentation des puits et des sources. Elle occupe les pores, les cavités, les fissures et les autres vides dans la roche en place et les matériaux de surface meubles.

effet cumulatif. Effet sur l'environnement de l'incidence supplémentaire d'une action prévue, qui vient s'ajouter à celle d'autres actions passées, présentes et raisonnablement prévisibles.

effluent. Matière liquide résiduaire, sous-produit des activités humaines (p. ex., rejets industriels liquides ou eaux usées), qui peut être rejetée dans un écosystème.

élément nutritif. Élément ou composé qu'un organisme doit tirer de son environnement parce qu'il ne peut le produire lui-même ou qu'il ne peut le produire aussi rapidement qu'il le faut. En tant que polluant, substance ou groupe de substances (le phosphore ou l'azote par exemple) qui, ajouté à l'eau

en quantités suffisantes, produit un enrichissement qui favorise la croissance de la végétation aquatique à une telle densité qu'il dégrade ou altère la qualité, ou fait partie d'un processus de dégradation ou d'altération, de cette eau au point de la rendre inutilisable par les plantes et les animaux, y compris l'être humain. C'est le cas de l'eutrophisation des lacs par exemple.

enrichissement en éléments nutritifs. Voir *eutrophisation*.

épuisement d'oxygène (syn. : **raréfaction de l'oxygène).** Consommation d'oxygène à une vitesse dépassant celle des apports, habituellement à partir de l'atmosphère. Dans un cours d'eau ou un étang, cela peut se produire la nuit, où les plantes cessent de produire de l'oxygène, mais sans que celles-ci et les animaux ne cessent d'en consommer. Dans les lacs suffisamment profonds, l'épuisement d'oxygène est un phénomène naturel en été dans la couche d'eau froide en profondeur (l'hypolimnion), qui n'entre pas en contact avec l'atmosphère.

espèce indicatrice. Organisme dont la présence ou l'absence révèle l'existence de conditions écologiques particulières dans un milieu. Une espèce indicatrice peut servir à la surveillance régulière et à la quantification de ce facteur, de même qu'à la façon dont un écosystème réagit aux pressions et aux changements.

eutrophe. Se dit d'une masse d'eau douce riche en éléments nutritifs. Voir aussi *trophique*, *niveau trophique* et *situation trophique*.

eutrophisation (syn. : **enrichissement en éléments nutritifs).** Enrichissement excessif d'une masse d'eau donnant lieu à une production de matière organique trop abondante pour être entièrement éliminée par les processus d'auto-épuration. L'eutrophisation peut se produire naturellement ou être accélérée par une augmentation de la charge en éléments nutritifs de la masse d'eau due à des activités humaines. Voir aussi *trophique*, *niveau trophique* et *situation trophique*.

F

fixation d'azote. Conversion de l'azote gazeux (atmosphérique) (N_2) en composés tels que l'ammoniac (NH_3). Réalisée dans les écosystèmes principalement par certains bactéries et les algues bleues. Voir aussi azote ammoniacal.

fleurs d'eau. Voir *prolifération d'algues*.

H

habitat. Lieu ou type de site où des populations de plantes, d'animaux et de microorganismes existent à l'état naturel. La notion d'habitat englobe les caractéristiques particulières du lieu, comme le climat ou la présence de nourriture et d'autres conditions biologiques (p. ex., éléments nutritifs du sol pour les plantes, nourriture et abri pour les animaux), qui rendent l'habitat particulièrement adapté aux besoins biologiques d'espèces sauvages particulières.

indicateur. Ensemble de statistiques ou paramètre observable dans le temps, qui fournit des informations sur les tendances d'un phénomène et qui revêt une importance allant au-delà de celle associée aux propriétés du paramètre lui-même. Voir aussi *indicateur environnemental*.

indicateur environnemental. Valeurs statistiques clés qui représentent ou résument un aspect significatif de l'état de l'environnement, de la durabilité des ressources naturelles et des activités humaines connexes. Les indicateurs environnementaux sont axés sur les tendances des changements environnementaux, sur les agressions ou les stress à l'origine de ces changements, sur la façon dont les écosystèmes et leurs composantes réagissent à ces changements et sur les réactions sociétales visant à prévenir, à réduire ou à atténuer ces agressions. Voir aussi *indicateur*.

L

lessivage. Processus d'entraînement par l'eau de substances solubles à travers le sol. Le lessivage se produit lorsque la quantité d'eau tombée sur le sol est supérieure à celle perdue par évaporation de la surface. L'eau de pluie s'écoulant à travers le sol dissout les éléments nutritifs minéraux et autres substances et les entraîne par l'intermédiaire des eaux souterraines dans les masses d'eau.

M

macro-élément. Élément, comme le potassium ou l'azote, essentiel en grandes quantités pour la croissance des plantes.

matière organique. Plante, animal ou microorganisme, mort ou vivant.

N

niveau trophique. Classification fonctionnelle des organismes d'une communauté selon les relations liées à la nutrition; le premier niveau trophique comprend les plantes vertes, le deuxième les herbivores et la troisième niveau trophique inclus les carnivores. Voir aussi *eutrophe*, *trophique* et *situation trophique*.

O

oxydes d'azote (NO_x). Groupe de gaz produits par la combustion des combustibles fossiles, les incendies de forêt, la foudre et la décomposition de la végétation. Le dioxyde d'azote (NO_2), gaz brun roux à l'odeur irritante, est un des éléments clés du smog. L'oxyde nitreux (N_2O) est un gaz à effet de serre qui provient principalement des sols agricoles dégradés.

P

pH. Expression numérique de la concentration d'ions hydrogène dans une solution. Une substance de pH compris entre 0 et 6,9 est acide, de pH 7 est neutre et de pH compris entre 7,1 et 14 est basique ou alcaline.

phytoplancton. Ensemble des organismes du *plancton* appartenant au règne végétal, microscopiques ou de très petite taille, qui vivent en suspension dans l'eau; communauté végétale dans les eaux marines et les eaux douces qui flotte librement dans l'eau et comprend de nombreuses espèces d'algues. Voir aussi *plancton* et *zooplancton*.

plancton. Terme générique désignant l'ensemble des organismes qui dérivent dans les eaux en raison de leur incapacité de nager à contre-courant. Voir aussi *phytoplancton* et *zooplancton*.

pollution. Introduction directe ou indirecte, par les êtres humains, de substances ou d'énergie dans un écosystème, qui entraîne ou peut entraîner des effets néfastes pour les ressources vivantes et les formes de vie, met ou peut mettre en danger la santé humaine, entrave ou peut entraver les activités humaines ou altère ou peut altérer la qualité des ressources environnementales et réduit ou peut réduire les agréments.

prolifération d'algues (syn. : **fleurs d'eau).** Croissance rapide de certaines algues du *plancton* au point que l'eau s'en trouve colorée. La prolifération peut être due à un enrichissement en certains éléments nutritifs, comme le phosphore et l'azote.

R

raréfaction de l'oxygène. Voir *épuisement d'oxygène.*

réseau trophique. Complexe de *chaînes alimentaires* distinctes dans un écosystème.

S

situation trophique. Mesure de la productivité biologique dans une masse d'eau. Les écosystèmes aquatiques sont définis comme oligotrophes (faible productivité), mésotrophes (productivité moyenne) ou *eutrophes* (grande productivité). Voir aussi *trophique* et *niveau trophique.*

source diffuse. Source de pollution caractérisée par le déversement de polluants sur une vaste étendue ou à partir d'un certain nombre de petites sources diffuses, et non de sources distinctes et identifiables. Exemples : terrains cultivés soumis à l'érosion, terres urbaines et suburbaines et terres forestières exploitées. Voir aussi *source ponctuelle.*

source ponctuelle. Source de *pollution* distincte et identifiable. Comprend, par exemple, les cheminées et la canalisation de décharge d'une installation industrielle et des stations de traitement des eaux usées urbaines. Voir aussi *source diffuse.*

sublétal. Qualifie un stimulus d'intensité insuffisante pour causer la mort.

surveillance. Processus consistant à vérifier, à observer ou à suivre un phénomène pendant une période déterminée ou à des intervalles précis.

T

toxicité. Capacité ou potentiel inhérent d'une substance de causer des dommages chez un organisme vivant. Voir aussi *toxicité aiguë*, *toxicité chronique* et *sublétal.*

toxicité aiguë. Dommage biologique grave ou létal se produisant peu après l'exposition d'un organisme à une substance.

toxicité chronique. Effet mesurable mais non entièrement invalidant produit chez un organisme vivant par une substance pendant une période relativement longue. Le résultat final d'une toxicité chronique peut être la mort, bien que les effets habituels soient sublétaux (p. ex., inhibition de la reproduction ou de la croissance).

toxique. Se dit de toute substance qui pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en quantité, en concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement (notamment sur les organismes vivants qui s'y trouvent), ou à mettre en danger la vie ou la santé des êtres humains.

traitement primaire des eaux usées. Première étape du traitement des eaux usées consistant à les faire passer à travers des grilles (filtres) afin d'éliminer les éléments solides de gros diamètre; les eaux traversent ensuite des décanteurs dans lesquels se déposent les sédiments et la *matière organique*. Voir aussi *traitement secondaire des eaux usées* et *traitement tertiaire des eaux usées*.

traitement secondaire des eaux usées. Après le traitement primaire des eaux usées, élimination de la matière organique biodégradable des eaux usées à l'aide de bactéries et d'autres microorganismes, de boues inactivées ou de lits bactériens. Élimine également une certaine proportion du phosphore (30 %) et des nitrates (50 %). Voir aussi *traitement primaire des eaux usées* et *traitement tertiaire des eaux usées*.

traitement tertiaire des eaux usées. Élimination des nitrates, des phosphates, des composés organochlorés, des sels, des acides, des métaux et des composés organiques toxiques après le *traitement secondaire des eaux usées*. Voir aussi *traitement primaire des eaux usées*.

trophique. Relatif aux processus de transfert d'énergie et d'éléments nutritifs d'un ou de plusieurs organismes à d'autres organismes dans un écosystème. Voir aussi *eutrophe*, *niveau trophique* et *situation trophique*.

turbide. Se dit d'une eau rendue trouble par des sédiments en suspension. L'eau peut devenir turbide par suite de l'érosion du sol, de l'introduction d'effluents contenant des particules ou de l'agitation des sédiments de fond, notamment à cause du déplacement de bateaux ou de travaux de dragage.

turbidité. État d'une eau *turbide*.

Z

zooplancton. Animaux microscopiques, généralement invertébrés, qui vivent en suspension dans les écosystèmes aquatiques. Voir aussi *phytoplancton* et *plancton*.